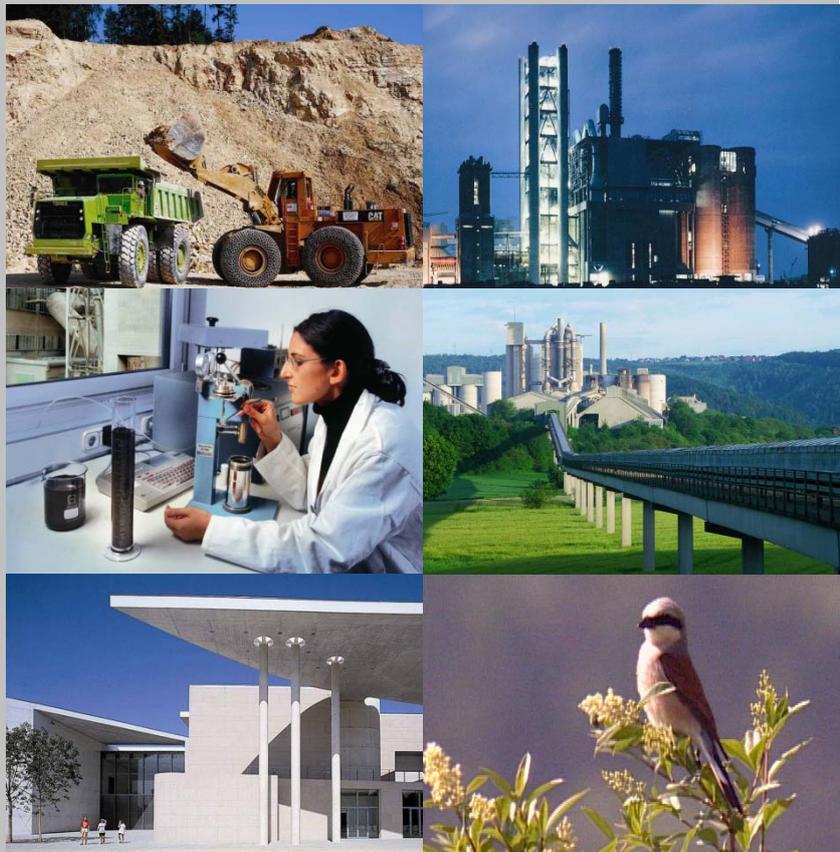


# Nachhaltigkeitsindikatoren für ein integriertes Rohstoff- und Naturschutzmanagement

Pilotprojekt im Zementwerk Schelklingen  
– Projektergebnisse –  
August 2008



**Projektträger:**

**HeidelbergCement Technology Center GmbH**

**Bundesverband der Deutschen Zementindustrie**

**Sozialpolitische Arbeitsgemeinschaft der  
Deutschen Zementindustrie**

**AG.L.N. Landschaftsplanung und Naturschutz-  
management**

zusammengeschlossen zur HTC, BDZ, SPADZ, AG.L.N.  
Rohstoff- und Naturschutzmanagement Projekt-Gesellschaft bR

**Durchgeführt mit Unterstützung durch das  
Bundesministerium für Bildung und Forschung**

<b>Projektträger:</b>	HTC, BDZ, SPADZ, AG.L.N. Rohstoff- und Naturschutzmanagement Projekt-Gesellschaft bR Oberklamweg 6, 69181 Leimen Geschäftsführung: Dr. Gerhard Friedel
<b>Projektleitung:</b>	Dr. Gerhard Friedel (HeidelbergCement Technology Center GmbH)
<b>Wissenschaftliche Projektleitung:</b>	Dr. Michael Rademacher (HeidelbergCement Technology Center GmbH) Dr. Ulrich Tränkle (AG.L.N. Landschaftsplanung und Naturschutzmanagement)
<b>Wissenschaftliche Bearbeitung:</b>	Dr. Ulrich Tränkle (AG.L.N.) Dipl.-Biol. Hans Offenwanger (AG.L.N.) Dr. Andraes Schuler (AG.L.N.) Dr. Michael Rademacher (HTC) Dr. Markus Röhl (AG.L.N.) Dipl.-Ing. (FH) Bianca Steimle (AG.L.N.) Dr. Friederike Hübner (AG.L.N.)
<b>Beratende Begleitung:</b>	Michael Basten (Bundesverband der Deutschen Zementindustrie) Ralf Löckener (SUSTAIN CONSULT GmbH) Victoria Schmidt (Bundesverband der Deutschen Zementindustrie) Anja Scholz (SUSTAIN CONSULT GmbH)

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Rohstoff- und Naturschutzmanagement Projekt-GbR</b>	<b>4</b>
2.1	Träger des Projektes	4
2.2	Förderung	4
2.3	Beirat	4
<b>3</b>	<b>Biodiversitätsindikatoren in Europa</b>	<b>5</b>
3.1	Biodiversität als zentrales Thema des Naturschutzes	5
3.2	Begriffsbestimmungen	6
3.2.1	Biodiversität	6
3.2.2	Indikator	7
3.3	Biodiversitätsindikatoren auf europäischer Ebene	8
3.4	Biodiversitätsindikatoren auf nationaler Ebene	11
3.4.1	Zusammenfassender Vergleich der Länder in Europa (Stand März 2006)	11
3.4.2	Biodiversitätsindikatoren in Deutschland	12
3.4.2.1	Zusammenfassender Vergleich der Bundesländern (Stand März 2006)	12
3.4.2.2	Nationale Nachhaltigkeitsstrategie	14
3.4.2.3	Kernindikatorensystem Umwelt (KIS)	15
3.4.2.4	Indikatoren von Bund und Ländern zu einer nachhaltigen Entwicklung (LIKI-Indikatoren)	16
3.4.2.5	Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt	16
3.5	Schlussfolgerung	20
<b>4</b>	<b>Rahmenbedingungen am Standort Vohenbronnen</b>	<b>21</b>
4.1	Großräumige Lage	21
4.2	Schutzgebiete	22
4.2.1	Wasserschutzgebiete	22
4.2.2	Natura 2000-Kulisse	23
4.2.3	Naturschutzgebiete	23
4.2.4	Landschaftsschutzgebiete	23
4.2.5	Besonders geschützte Biotope (§ 32 NatSchG)	24
4.2.6	Naturdenkmale	26
4.3	Übergeordnete Planungen	27
4.3.1	Umweltplan Baden-Württemberg – Stand 2000	27
4.3.2	Landesentwicklungsplan Baden-Württemberg – Stand 2002	27
4.3.3	Regionalplan Donau-Iller vom 25.10.1987	28
4.3.4	Flächennutzungsplan Stadt Schelklingen vom 19.08.2002	28
4.3.5	Landschaftsplan Stadt Schelklingen vom 26.03.2002	29
<b>5</b>	<b>Datenerfassung Natur und Landschaft</b>	<b>30</b>
5.1	Tiere und Pflanzen	30
5.1.1	Biotope und Flora	30
5.1.1.1	Untersuchungsjahr 1993	30
5.1.1.1.1	Biotopstruktur Steinbruch	30
5.1.1.1.2	Biotopstruktur Umfeld	35
5.1.1.1.3	Artenzahlen und Zahl gefährdeter Pflanzenarten	35
5.1.1.2	Untersuchungsjahr 2006	36
5.1.1.2.1	Biotopstruktur Steinbruch	36

5.1.1.2.2	Biotopstruktur Umfeld.....	39
5.1.1.2.3	Artenzahlen und Zahl gefährdeter Arten .....	39
5.1.2	Avifauna.....	40
5.1.2.1	Untersuchungsergebnisse.....	40
5.1.2.2	Ökologie und Verbreitung ausgewählter Vogelarten .....	43
5.1.3	Tagfalter und Widderchen.....	46
5.1.3.1	Methode.....	46
5.1.3.2	Untersuchungsergebnisse.....	47
5.1.4	Amphibien und Libellen.....	48
5.1.4.1	Erfassungszeitraum und -methodik .....	48
5.1.4.2	Untersuchte Gewässer .....	49
5.1.4.3	Untersuchungsergebnisse.....	51
5.1.4.3.1	Amphibien .....	51
5.1.4.3.2	Libellen.....	52
5.2	Abiotische Standortfaktoren .....	54
5.2.1	Methodik .....	54
5.2.2	Ergebnisse.....	54
5.2.2.1	Bodentyp .....	54
5.2.2.2	Gesamtbodenart.....	56
5.2.2.3	Exposition und Neigung.....	57
5.3	GIS-basierte Habitateignungskarten .....	58
5.4	Kulturhistorische Landschaftsentwicklung.....	62
5.4.1	Biotoptypen.....	62
5.4.2	Qualitative und kartografische Darstellung der erfassten Zeitschnitte .....	63
5.4.3	Flächenbezogene Darstellung der erfassten Zeitschnitte .....	68
5.4.4	Kulturlandschaftswandel in Bildern .....	72
<b>6</b>	<b>Monitoring .....</b>	<b>74</b>
6.1	Allgemeines.....	74
6.2	Monitoring durch vollständige Erfassung.....	75
6.3	Monitoring durch eine Transekt-Methode.....	76
6.3.1	Zwei-Linien-Transekt.....	76
6.3.1.1	Kenndaten und beispielhafte Auswertung der drei Transektvarianten.....	80
6.3.2	Vier-Linien-Transekt.....	82
6.4	Monitoring durch Dauerflächen .....	83
6.5	Schlussfolgerung und Handlungsvorgaben.....	85
<b>7</b>	<b>Handlungsvorgaben für die Erhebungsmethodik und -umfang .....</b>	<b>87</b>
7.1	Artengruppenauswahl .....	87
7.2	Erhebungsumfang.....	88
<b>8</b>	<b>Abgrenzung der Lebensräume .....</b>	<b>89</b>
8.1	Lebensräume der Abbaustätte .....	89
8.1.1	Wanderbiotope.....	89
8.1.2	Teillebensräume, Pflanzengesellschaften, -bestände und Biotoptypen.....	91
8.1.2.1	Konzept der Teillebensräume.....	91
8.1.2.2	Konzept der Pflanzengesellschaften, -bestände und Biotoptypen.....	91
8.1.3	Schlussfolgerung und Handlungsvorgaben.....	92
8.1.4	Tabellarische Zusammenfassung der Klassifizierung nach Teillebensräumen.....	93
8.2	Lebensräume des Umfelds .....	94
8.2.1	EUNIS .....	95

8.2.2	Corine .....	95
8.2.3	FFH-Lebensraumtypen .....	95
8.2.4	Pflanzengesellschaften Deutschlands .....	95
8.2.5	Biotopschlüssel der Länder Deutschlands .....	95
8.2.6	Schlussfolgerung und Handlungsvorgaben.....	96
<b>9</b>	<b>Biodiversitätsindikatoren.....</b>	<b>96</b>
9.1	Liste potentieller Indikatoren .....	96
9.2	Auswahl der Biodiversitätsindikatoren.....	99
9.2.1	Kriterien zur Filterung.....	99
9.2.2	Zielerreichungswerte.....	100
9.2.3	Indikatorset Lebensräume.....	101
9.2.3.1	Indikatoren Teilbereich Lebensräume .....	101
9.2.3.2	Indikatoren Teilbereich Folgenutzung.....	107
9.2.3.3	Indikatoren Teilbereich Wanderbiotope.....	111
9.2.3.4	Indikatoren Teilbereich Gefährdete Biotoptypen.....	114
9.2.3.5	Indikatoren Teilbereich Strukturvielfalt und abiotische Faktoren.....	115
9.2.4	Indikatorenset der Artenvielfalt.....	119
9.2.4.1	Indikatoren Teilbereich Artenzahl .....	119
9.2.4.2	Indikatoren Teilbereich Populationsgröße .....	126
9.2.4.3	Indikatoren Teilbereich Wertgebende Arten .....	130
9.2.4.4	Indikatoren Teilbereich Störung charakteristischer Arten .....	137
9.2.5	Indikatorset Genetischen Vielfalt.....	137
9.2.6	Zusammenfassung .....	138
9.3	Detaildarstellung ausgewählter Indikatoren.....	140
9.3.1	Indikatorenset Lebensräume.....	140
9.3.1.1	Indikatoren Teilbereich Lebensräume .....	140
9.3.1.1.1	Indikator „Anzahl der Lebensräume Var. 2“.....	140
9.3.1.1.2	Indikator „Anzahl der Lebensräume Var. 3“ .....	142
9.3.1.2	Indikatoren Teilbereich Folgenutzung.....	143
9.3.1.2.1	Indikator „Folgenutzung Var. 4“.....	143
9.3.1.2.2	Indikator „Folgenutzung Var. 6“ .....	144
9.3.1.2.3	Indikator „Folgenutzung Var. 7“ .....	145
9.3.1.3	Indikatoren Teilbereich Wanderbiotope.....	146
9.3.1.3.1	Indikator „Anzahl der Wanderbiotopen Var. 2“ .....	146
9.3.1.3.2	Indikator „Flächenanteil der Wanderbiotope Var. 1“ .....	147
9.3.1.4	Indikatoren Teilbereich Gefährdete Biotoptypen.....	148
9.3.1.5	Indikatoren Teilbereich Strukturvielfalt und Abiotische Faktoren.....	148
9.3.1.5.1	Indikator „Strukturvielfalt Var. 3“ .....	148
9.3.1.6	Indikatoren Teilbereich Artenvielfalt.....	149
9.3.1.6.1	Indikator „Artenzahl Var. 2“ .....	149
9.3.1.6.2	Indikator „Artenzahl Var. 3“ .....	151
9.3.1.6.3	Indikator „Artenzahl Var. 4“ .....	152
9.3.1.6.4	Indikator „Artenzahl Var. 5“ .....	153
9.3.1.7	Indikatoren Teilbereich Populationsgröße .....	154
9.3.1.7.1	Indikator „Populationsgröße ausgewählter Arten Var. 3“.....	154
9.3.1.7.2	Indikator „Populationsgröße ausgewählter Arten Var. 5“.....	154
9.3.1.8	Indikatoren Teilbereich Wertgebende Arten .....	156
9.3.1.8.1	Indikator „Anteil gefährdeter Arten Var. 3“ .....	156

9.3.1.8.2	Indikator „Anteil gefährdeter Arten Var. 5“ .....	158
9.3.1.8.3	Indikator „Anzahl gefährdeter Arten Var. 7“ .....	159
9.3.1.8.4	Indikator „Arten der Species Action Plans“ .....	165
9.4	Handlungsvorgabe - Indikatorset nach Größe der Abbaustätte .....	166
<b>10</b>	<b>Biodiversity Action Plans .....</b>	<b>167</b>
10.1	Einleitung .....	167
10.2	Das 2010-Ziel.....	168
10.3	Arten und Biotopschutzprogramme.....	169
10.3.1	Biodiversity Action Plans in Großbritannien.....	169
10.3.1.1	Biodiversity Species Action Plan .....	170
10.3.1.2	Biodiversity Habitat Action Plan.....	170
10.3.1.3	Local Biodiversity Action Plan (LBAP).....	171
10.3.2	Arten und Biotopschutzprogramme in Deutschland.....	171
10.3.2.1	Baden-Württemberg .....	171
10.3.2.2	Bayern .....	175
10.3.3	Vergleich.....	177
10.4	Local Biodiversity Action Plan Steinbruch Vohenbronnen.....	178
<b>11</b>	<b>Schnittstellen zur Eingriffsregelung und Ökokonto .....</b>	<b>178</b>
11.1	Schnittstelle zur Eingriffsregelung.....	178
11.2	Schnittstelle zum Ökokonto.....	183
<b>12</b>	<b>Übertragbarkeit auf andere Steine und Erden-Branchen.....</b>	<b>184</b>
12.1	Fachliche Aspekte.....	184
12.2	Transfer-Workshop mit Unternehmensvertretern .....	186
12.3	Stakeholder-Dialog.....	187
12.4	Website .....	187
<b>13</b>	<b>Zusammenfassung und Fazit .....</b>	<b>187</b>
13.1	Einleitung .....	187
13.2	Ziele und Vorgehensweise im Projekt.....	188
13.3	Ergebnisse des Projektes .....	189
13.3.1	Biotope, Flora und Fauna.....	189
13.3.2	Biodiversitätsindikatoren in Europa.....	190
13.3.3	Monitoring .....	190
13.3.4	Handlungsvorgaben für Erhebungsmethodik und -umfang.....	191
13.3.5	Abgrenzung der Lebensräume.....	191
13.3.6	Entwicklung von Biodiversitätsindikatoren .....	192
13.3.7	Zielerreichungswerte.....	194
13.3.8	Local Biodiversity Action Plan.....	194
13.3.9	Schnittstellen zur Eingriffsregelung und Ökokonto.....	194
13.3.10	Übertragbarkeit .....	195
13.4	Fazit .....	195
<b>14</b>	<b>Literatur .....</b>	<b>197</b>

## Anhang

Anhang 1: Ergebnis des Transfer-Workshops mit Unternehmensvertretern am 09.11.2007

Anhang 2: Programm und Teilnehmer des Stakeholder-Dialogs am 15.04.2008

**Tabellenverzeichnis**

Tab. 1: Übersicht über die für das erste europäische Indikatorenset vorgeschlagenen 26 Indikatoren.....	9
Tab. 2: Übersicht der Länder in denen Biodiversitätsindikatoren entwickelt werden .....	11
Tab. 3: Kurzdarstellung von Indikatoren in Bayern .....	13
Tab. 4: Darstellung der Indikatoren für ein Ökosystem- und Artenmonitoring in Mecklenburg-Vorpommern .....	13
Tab. 5: Übersicht über die Indikatorarten je Hauptlebensraumtyp der Bundesrepublik Deutschland.....	15
Tab. 6: Indikatoren der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt .....	18
Tab. 7: Liste der Wasserschutzgebiete im Untersuchungsraum .....	22
Tab. 8: Landschaftsschutzgebiete im Untersuchungsraum .....	24
Tab. 9: § 32-Biotope im Untersuchungsraum .....	25
Tab. 10: Naturdenkmale im Untersuchungsraum.....	27
Tab. 11: Flächenanteile der Biotoptypen des untersuchten Umfeldes im Untersuchungsjahr 1993.....	35
Tab. 12: Gesamtartenzahlen und Zahl der gefährdeten Pflanzenarten im Steinbruch und seinem Umfeld im Untersuchungsjahr 1993.....	36
Tab. 13: Flächenanteile der Biotoptypen des untersuchten Umfeldes im Untersuchungsjahr 2006.....	39
Tab. 14: Gesamtartenzahlen und Zahl der gefährdeten Pflanzenarten im Steinbruch und seinem Umfeld im Untersuchungsjahr 2006.....	40
Tab. 15: Kommentierte Gesamtartenliste der Vogelarten im Steinbruch Vohenbronnen und seinem Umfeld im Untersuchungsjahr 2006.....	41
Tab. 16: Habitatansprüche und Verbreitung ausgewählter Brutvogelarten und Nahrungsgäste im Steinbruch Vohenbronnen.....	44
Tab. 17: Im Steinbruch und seinem Umfeld im Untersuchungsjahr 2006 nachgewiesenen Tagfalterarten und Widderchen .....	47
Tab. 18: An den einzelnen Gewässern im Untersuchungsgebiet nachgewiesene Amphibienarten .....	51
Tab. 19: Nachgewiesene Amphibienarten und Einstufung nach RL BW und BRD.....	52
Tab. 20: An den einzelnen Gewässern im Untersuchungsgebiet nachgewiesene Libellenarten.....	53
Tab. 21: Nachgewiesene Libellenarten.....	53
Tab. 22: Die im Steinbruch vorhandenen Bodentypen und ihr Anteil an der Steinbruchfläche.....	55
Tab. 23: Liste der insgesamt 27 abgegrenzten Biotoptypen innerhalb des Untersuchungszeitraumes.....	62

Tab. 24: Vergleichende Gegenüberstellung der Anzahl der Biotope und deren Randlängen der Biotoperhebungen 2006 von Steinbruch und Umfeld.....	75
Tab. 25: Vergleichende Gegenüberstellung der metrischen Kenndaten der drei Varianten des Zwei-Linien-Transektes .....	80
Tab. 26: Vergleichende Gegenüberstellung der prozentualen Kenndaten der drei Varianten des Zwei-Linien-Transektes .....	80
Tab. 27: Vergleichende Gegenüberstellung der Ergebnisse der Verschneidung des Zwei-Linien-Transektes <b>W-O/N-S</b> mit den Biotoperhebungen 2006 von Steinbruch und Umfeld .....	81
Tab. 28: Vergleichende Gegenüberstellung der Ergebnisse der Verschneidung des Zwei-Linien-Transektes <b>Größte Breite/Länge</b> mit den Biotoperhebungen 2006 von Steinbruch und Umfeld .....	82
Tab. 29: Vergleichende Gegenüberstellung der Ergebnisse der Verschneidung des Zwei-Linien-Transektes <b>Rohstoffsicherung</b> mit den Biotoperhebungen 2006 von Steinbruch und Umfeld .....	82
Tab. 30: Nach Größe der Abbaustätte abgestuftes Untersuchungsprogramm zur Ermittlung der Grundlagendaten.....	88
Tab. 31: Klassifikation der Teillebensräume in Abbaustätten .....	93
Tab. 32: Liste potentieller Indikatoren differenziert nach drei Indikatorensets inkl. jeweiliger Teilbereiche .....	97
Tab. 33: : Liste der ausgewählten Indikatoren .....	138
Tab. 34: Indikatorarten für die Biotoptypen Kalk-Magerrasen und temporäre bis perennierende Kleingewässer/wechselfeuchte Pionier- und Ruderalfluren für den Indikator Anteil in Steinbrüchen an einer vorgegebenen taxozönosenbezogenen Artenliste.....	161
Tab. 35: Indikatorarten für die perennierende Kleingewässer/wechselfeuchte Pionier- und Ruderalfluren in Nassabgrabung für den Indikator Anteil an einer vorgegebenen taxozönosenbezogenen Artenliste.....	162
Tab. 36: Liste der Indikator-Vogelarten (Brutvögel) der betriebenen Abbaustätte für den Indikator Anteil an einer vorgegebenen taxozönosenbezogenen Artenliste.....	162
Tab. 37: Liste der Indikator-Vogelarten (Brutvögel) der älteren Rekultivierungen (Feldgehölz, Streuobstwiese, Wiese, Wald) für den Indikator Anteil an einer vorgegebenen taxozönosenbezogenen Artenliste.....	163
Tab. 38: Liste der Indikator-Vogelarten (Brutvögel) für Nassabbaustätten für den Indikator Anteil an einer vorgegebenen taxozönosenbezogenen Artenliste .....	163
Tab. 39: Liste der Indikator-Amphibien-/Reptilienarten der Abbaustätte für den Indikator Anteil an einer vorgegebenen taxozönosenbezogenen Artenliste .....	164
Tab. 40: Liste der Indikator-Libellenarten der Abbaustätte für den Indikator Anteil an einer vorgegebenen taxozönosenbezogenen Artenliste.....	164

Tab. 41: Nach Größe der Abbaustätte abgestuftes Untersuchungsprogramm zur Ermittlung der Grundlagendaten.....	166
Tab. 42: Maßnahmenkatalog aus der Beispielplanung Tübingen/Pfrondorf .....	175

## Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Übersicht über die Lage des Vorhabens auf Basis der TK 1:25.000 Nr. 7624 .....	22
Abb. 2: Darstellung der Wasserschutzgebiete im Untersuchungsraum .....	23
Abb. 3: Darstellung der Landschaftsschutzgebiete im Untersuchungsraum .....	24
Abb. 4: Darstellung der § 32-Biotope im Untersuchungsraum .....	25
Abb. 5: Darstellung der Naturdenkmale im Untersuchungsraum .....	26
Abb. 6: Überblick der untersuchten Gewässer.....	50
Abb. 7: Lage und Ausdehnung der Gewässer im Steinbruch Vohenbronnen.....	50
Abb. 8: Verteilung der Bodentypen im Steinbruch Vohenbronnen.....	56
Abb. 9: Verteilung der Exposition im Steinbruch Vohenbronnen .....	58
Abb. 10: Habitateignungskarte für die Taxozönose der Amphibien .....	61
Abb. 11: Biotoptypen des Zeitschnittes 1821.....	64
Abb. 12: Biotoptypen des Zeitschnittes 1921.....	65
Abb. 13: Biotoptypen des Zeitschnittes 1954.....	66
Abb. 14: Biotoptypen des Zeitschnittes 2006.....	67
Abb. 15: Darstellung der strukturierenden Biotoptypen als 100 %-Fläche getrennt nach Zeitschnitten .....	68
Abb. 16: Darstellung der waldartigen Bereiche als 100 %-Fläche getrennt nach Zeitschnitten .....	69
Abb. 17: Anteilige vergleichende Flächenentwicklung von gehölzdominierten Bereichen und Offenlandbiotopen von 1821 bis 2006.....	71
Abb. 18: Einblick nach ESE in den Steinbruch Vohenbronnen um 1936 .....	72
Abb. 19: Einblick in den Steinbruch Vohenbronnen von N bis NE im Jahr 1958 .....	72
Abb. 20: Einblick in den Steinbruch Vohenbronnen von NE bis E im Jahr 2004.....	73
Abb. 21: Blick nach NW in den Steinbruch Sotzenhausen um 1890.....	73
Abb. 22: Blick nach Westen in Richtung Steinbruch Sotzenhausen im Jahr 2006.....	73
Abb. 23: Blick nach S aus dem Steinbruch Sotzenhausen um 1900 .....	74
Abb. 24: Blick nach Süden auf den Schneckenburren im Jahr 2006 .....	74
Abb. 25: Beispielhafte Bestimmung der Lage des Zwei-Linien-Transektes Rohstoffsicherung.....	77
Abb. 26: Darstellung der Lage des Zwei-Linien-Transekt W-O/N-S.....	78

Abb. 27: Darstellung der Lage des Zwei-Linien-Transekt Größte Breite/Länge.....	79
Abb. 28: Darstellung der Lage des Zwei-Linien-Transekt Rohstoffsicherungsbereich.....	79
Abb. 29: Beispiel für eine frostbedingte Wirkung auf Verpflockungsnägel nach einem Winter .....	84
Abb. 30: Größenklassen genehmigter Abbauflächen .....	84
Abb. 31: Vergleich der Lage der Transekte im Verhältnis zur Lage der großen naturschutzfachlich relevanten Wanderbiotope .....	86
Abb. 32: Indikatorwert Anzahl der Lebensräume Var. 2.....	103
Abb. 33: Indikatorwert Zahl der Lebensräume Var. 2 auf Basis der Daten von Gilcher & Tränkle (2005) bei einem angenommenen Verhältnis von 1:4 .....	104
Abb. 34: Anzahl der Biotoptypen aufgetragen gegen die Fläche des untersuchten Landschaftsraum .....	105
Abb. 35: Beziehung zwischen der Fläche der Abbaustätte und des jeweiligen Umfeldes bei einem Radius von 500 m ab Abbaustättengrenze .....	106
Abb. 36: Für den Flussregenpfeifer als Wanderbiotop eingestufte Flächen.....	113
Abb. 37: Randlinienlängen der Biotope aufgetragen gegen die Fläche der Landschaftsräume.....	117
Abb. 38: Pflanzenartenzahlen pro Fläche von Abbaustätte .....	121
Abb. 39: Indikatorwerte Pflanzenartenzahlen der Abbaustätte pro Fläche .....	122
Abb. 40: Pflanzenartenzahlen und Indikatorwerte .....	123
Abb. 41: Indikatorwerte.....	123
Abb. 42: Pflanzenartenzahlen pro Fläche von Abbaustätte .....	125
Abb. 43: Indikatorwert Anteil gefährdeter Arten der Abbaustätte pro Fläche für die gefährdeten Pflanzenarten aufgetragen gegen die Fläche der Abbaustätten.....	131
Abb. 44: Indikatorwert Anteil gefährdeter Arten der Abbaustätte pro Fläche für die gefährdeten Vogelarten aufgetragen gegen die Fläche der Abbaustätten .....	132
Abb. 45: Anteile der gefährdeten Pflanzenarten der Abbaustätte zu den Anteilen im Umfeld .....	133
Abb. 46: Indikatorwerte Anteil gefährdeter Arten Abbaustätte zu Umfeld .....	134
Abb. 47: Indikatorwert Zahl der Lebensräume Var. 2.....	141
Abb. 48: Indikatorwerte Pflanzenartenzahlen der Abbaustätte pro Fläche .....	150
Abb. 49: Indikatorwert Anteil gefährdeter Tier-/Pflanzenarten der Abbaustätte pro Fläche für die gefährdeten Pflanzenarten aufgetragen gegen die Fläche der Abbaustätten .....	157
Abb. 50: Indikatorwert Anteil gefährdeter Tier-/Pflanzenarten der Abbaustätte pro Fläche für die gefährdeten Vogelarten aufgetragen gegen die Fläche der Abbaustätten .....	158

## 1 Einleitung

Die umwelt- und gesellschaftspolitische Diskussion folgt in wachsendem Maße dem Leitbild der nachhaltigen Entwicklung (sustainable development). Darunter wird eine Entwicklung verstanden, die gleichermaßen umweltgerecht, ökonomisch tragfähig und sozial ausgewogen ist und auf diese Weise den Bedürfnissen der heutigen Generation entspricht, ohne die Möglichkeiten zukünftiger Generationen zu gefährden, ihre eigenen Bedürfnisse zu befriedigen. In Anlehnung an die Brundtland-Kommission wird die Nachhaltigkeit von der AKADEMIE FÜR TECHNIKFOLGENABSCHÄTZUNG IN BADEN-WÜRTTEMBERG (1999) als ein nicht sinkendes Wohlfahrtsniveau einer Gesellschaft definiert. Der Begriff wird operationalisiert über einen nicht sinkenden Kapitalstock an natürlichen und künstlichen Ressourcen.

Im Hinblick auf ökologische Nachhaltigkeit haben der Flächenschutz und die Biodiversität in den letzten Jahren in der Europäischen Union immer stärker an Bedeutung gewonnen. Hintergrund ist der sowohl in der EU als auch global fortschreitende Verlust an Lebensräumen und Arten, vor allem verursacht durch die intensive Nutzung der natürlichen Umwelt durch den Menschen. Durch die Einengung und Zerschneidung von Lebensräumen und Ökosystemen wird das Netz der ökologischen Wechselbeziehungen in großem Maße belastet (vgl. BONN & POSCHLOD 1998). Der Verlust von Wanderbahnen und die daraus folgende Verinselung von Lebensräumen führt zu nicht kontrollierbaren genetischen Veränderungen (z.B. genetische Drift), zur genetischen Verarmung der Populationen und zu einem Zusammenbruch der Metapopulationsstrukturen. Das Ausmaß dieser Probleme spiegelt sich z.B. in Untersuchungen der European Environment Agency (EEA 1997) wider, nach denen Deutschland auf Basis des Indikators „Average size of non-fragmentated land parcels“ in Europa den drittletzten Platz einnimmt.

Die Mitgliedstaaten der EU haben deshalb im Rahmen mehrerer Konferenzen beschlossen, den Rückgang an Biodiversität bis 2010 aufzuhalten (z.B. EU Spring Council 2001; World Summit for Sustainable Development 2002; Malahide Conference 2004 etc.). Die deutschen Bemühungen werden in der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie, der Länderinitiative Kernindikatoren (LIKI) und der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt gebündelt. Auch in der KIS – Kooperation Industrie und Schule spielt der Schutz von Biodiversität eine wichtige Rolle. Vor diesem Hintergrund soll in Europa ein System von Biodiversitätsindikatoren etabliert werden, mit denen Biodiversität gemessen und Maßnahmen zur Stabilisierung sowie zur Förderung der Biodiversität gesteuert werden können.

Langfristige Rohstoffversorgung ist eine zentrale Voraussetzung für Investitionen und Standortsicherung in der kapitalintensiven Zementindustrie. Die Wertschöpfungskette zementgebundener Baustoffe beginnt mit der Rohstoffgewinnung: Zur Produktion von 1 t Zementklinker, des gebrannten Zwischenprodukts, werden rund 1,6 t Kalkstein und Ton benötigt. Für eine nachhaltige Entwicklung ist dies von großer Bedeutung, denn einerseits bilden mineralische Rohstoffe trotz der Substitution natürlicher Ressourcen durch sekundäre Einsatzstoffe auch auf lange Sicht die erforderliche materielle Basis für die kapitalintensive, auf Investitionsunsicherheit angewiesene Zementindustrie.

In der Zementproduktion werden natürliche Ressourcen zunehmend durch sekundäre Einsatzstoffe ersetzt. Zudem ist die Rohstoffgewinnung in den vergangenen Jahren durch Verbesserungen der Abbauplanung und Abbautechnik immer umweltverträglicher geworden. Dennoch gibt es noch weitere Potenziale zur Optimierung des Verhältnisses von Rohstoffgewinnung und Naturschutz. Um die bestehenden Möglichkeiten zu nutzen, engagieren sich Arbeitgeber und Arbeitnehmer in der deutschen Zementindustrie – auch in Kooperation mit anderen Interessengruppen einschließlich des ehrenamtlichen Naturschutzes. Der Zusammenhang von Rohstoffgewinnung, Investitionstätigkeit und Naturschutz ist damit ein typisches Beispiel für ein Feld, in dem verschiedene Belange nachhaltig aufeinander abgestimmt werden können (BASTEN 2002).

Die Rohstoffgewinnung ist zwar mit erheblichen Eingriffen in Natur und Landschaft verbunden. Die dafür benötigten Flächen werden allerdings nur vorübergehend genutzt – als Raumnutzung auf Zeit kann die Rohstoffgewinnung in geeignete regionale Entwicklungsstrategien eingepasst werden. Ein dreiteiliges Projekt, das Anfang 2003 abgeschlossen wurde, hat sich vor diesem Hintergrund mit dem Verhältnis zwischen der Gewinnung von Zementrohstoffen und dem Naturschutz befasst (vgl. BDZ/VDZ 2001; 2002; 2003). Die Ergebnisse zeigen, dass Rohstoffgewinnung und Naturschutz keinen Gegensatz darstellen müssen: So wird auf mehr als der Hälfte der ehemaligen Flächen zur Gewinnung von Zementrohstoffen Naturschutz umgesetzt. Auch während des Betriebs können Abbaustätten eine positive Funktion für den Naturschutz einnehmen: Durch Sukzessionszonen, die im Zuge des Abbaufortschrittes innerhalb der Abbaustätte wandern, können hochwertige Lebensräume entstehen, die gerade im Hinblick auf gefährdete Arten in der umliegenden Kulturlandschaft selten sind und damit eine wichtige Bedeutung für den Erhalt der Artenvielfalt einnehmen (vgl. z.B. TRÄNKLE 1997; BÖHMER & RAHMANN 1997; RADEMACHER 2001).

Allerdings fehlen bisher geeignete und v.a. allgemein anerkannte Instrumente, mit denen der Naturschutzwert von Abbaustätten in nachvollziehbarer Weise gemessen werden kann und die sich in das europäische und deutsche System von Biodiversitätsindikatoren eingliedern lassen. Die bis dato vorliegenden Vorschläge für Indikatoren berücksichtigen die Arten- und Strukturvielfalt betriebener Abbaustätten nicht, werden den spezifischen Bedingungen und Potenzialen von Abbaustätten nicht gerecht (vgl. RAW MATERIALS SUPPLY GROUP 2001; 2006; BENNETT 2002) oder sind nur technisch orientiert (FERNÁNDEZ & MÖLLERHERM 2004)

Die Initiative für Nachhaltigkeit in der deutschen Zementindustrie – gemeinsam getragen von der Sozialpolitischen Arbeitsgemeinschaft der Deutschen Zementindustrie, dem Bundesverband der Deutschen Zementindustrie, dem Verein Deutscher Zementwerke sowie den Industriegewerkschaften Bauen-Agrar-Umwelt und Bergbau, Chemie, Energie – setzte an diesem Problem an und wollte gemeinsam mit den Trägern der Projektgesellschaft mit dem hier vorgestellten Projekt „Nachhaltigkeits-Indikatoren für ein integriertes Rohstoff- und Naturschutzmanagement – Pilotprojekt im Zementwerk Schelklingen“ Nachhaltigkeitsinstrumente mit spezieller Zielrichtung Biodiversität zu einer besseren Abstimmung von Rohstoffgewinnung und Naturschutz entwickeln.

## Projektziele

Das Projekt zielte auf eine Optimierung des Ausgleichs von Rohstoffgewinnung und Naturschutz. Konkret wurden hierzu Indikatoren zur qualitativen und quantitativen Messung der Biodiversität entwickelt und erprobt, um den naturschutzfachlichen Wert von Abbaustätten und die Wirkungen von Naturschutzmaßnahmen vor, während und nach dem Abbau messbar zu machen. Die Indikatoren wurden dann in einen Biodiversity Action Plan und Species Action Plan eingebunden. Diese integrieren Defizitanalyse, Forschung, Monitoring und Maßnahmenplanung inklusive Kostenschätzungen und unterstützen damit die Möglichkeiten und Ziele bestehender Planungsinstrumente und v.a. deren ökologische Inhalte.

Wesentlich für das Projekt war das Zuschneiden der Indikatoren auf die spezifischen Verhältnisse und Potenziale von Abbaustätten, um den Anforderungen der betrieblichen Praxis im Steinbruchbetrieb und des Naturschutzes gleichermaßen gerecht zu werden. Hierzu sollte auch ein Monitoring-Programm entwickelt werden, das abbaubegleitend durchgeführt werden kann. Ein wichtiger Aspekt im Hinblick auf die „Alltagstauglichkeit“ bildete auch die Übertragbarkeit auf weitere Standorte der Zementindustrie sowie anderer Steine- und Erden-Branchen, die im Zuge des Projektes zu prüfen war. Schlussendlich sollten die Indikatoren hinsichtlich potenzieller Schnittstellen zur naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung und zu Ökokonten geprüft werden.

Als Untersuchungsraum zur Durchführung des Modellprojektes wurde der Steinbruch Vohenbronnen des Zementwerkes Schelklingen der HeidelbergCement AG inklusive seiner unmittelbaren Umgebung ausgewählt (vgl. Abb. 1). Diese Abbaustätte eignete sich hierzu besonders gut, weil bereits Untersuchungsergebnisse aus dem Jahr 1993 vorlagen, die nun im Zuge des Projektes zur Erprobung der Indikatoren als Vergleichswerte herangezogen werden konnten. Auf dieser Basis wurden auch Hinweise für die Weiterentwicklung von Ökokonten beim Rohstoffabbau abgeleitet.

Durchgeführt wurde das Projekt im Zeitraum Juli 2005 bis Dezember 2007 mit Unterstützung durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (Förderkennzeichen: 01 LM 0401). Eine fachliche Begleitung während der gesamten Projektlaufzeit erfolgte durch einen Beirat, in dem Vertreter aus Fachbehörden, Wissenschaft, Industrie und Gewerkschaft sowie Naturschutzverbänden beteiligt waren. Darüber hinaus wurde ein Workshop mit Experten von Unternehmen und Verbänden aus verschiedenen Steine- und Erden-Branchen durchgeführt, um die Ergebnisse zu diskutieren und ihre Übertragbarkeit zu prüfen. Im April 2008 wurde zudem ein sogenannter Stakeholderdialog durchgeführt, bei dem die Projektergebnisse mit weiteren Vertretern der relevanten Fachöffentlichkeit aus Wissenschaft, Naturschutz, Gewerkschaften und Industrie diskutiert wurden.

## **2 Rohstoff- und Naturschutzmanagement Projekt-GbR**

### **2.1 Träger des Projektes**

Träger des Projektes sind

- die HeidelbergCement Technology Center GmbH,
- der Bundesverband der Deutschen Zementindustrie,
- die AG.L.N. Landschaftsplanung und Naturschutzmanagement und
- die Sozialpolitische Arbeitsgemeinschaft der Deutschen Zementindustrie

zusammengeschlossen

- zur HTC, BDZ, SPADZ, AG.L.N. Rohstoff- und Naturschutzmanagement Projekt-Gesellschaft bR.

Durchgeführt wird das Projekt unter dem Dach der Initiative für Nachhaltigkeit in der deutschen Zementindustrie, in der sich neben dem BDZ und der SPADZ auch noch der Verein Deutscher Zementwerke sowie die Industriegewerkschaften Bauen-Agrar-Umwelt und Bergbau, Chemie, Energie engagieren.

Die Durchführung des Projektes erfolgte in enger Abstimmung mit der Werksleitung des Zementwerkes Schelklingen Herrn Hans-Georg Kraut, der auch Mitglied des Beirates ist.

Das Projekt wurde durchgeführt mit Unterstützung der SUSTAIN | CONSULT Beratungsgesellschaft für nachhaltige Wirtschaftsentwicklung mbH, die auch für Durchführung und Organisation des Workshops mit Unternehmen und Verbänden aus verschiedenen Steine- und Erden-Branchen und für den sogenannte Stakeholderdialog verantwortlich war.

### **2.2 Förderung**

Das Projekt wurde gefördert durch Bundesministerium für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen: 01 LM 0401.

### **2.3 Beirat**

Das Projekt wurde während der gesamten Laufzeit von einem Beirat begleitet, in dem Zwischenergebnisse in fachlicher Hinsicht diskutiert wurden. Insgesamt haben vier Beiratssitzungen am 15.12.2007, 18.05.2006, 15.05.2007 und 22.01.2008 stattgefunden. Die abschließende Sitzung wurde erst nach Projektende durchgeführt, da so die Möglichkeit bestand, den Beiratsmitgliedern die Ergebnisse in letzter Fassung vorzustellen. Im Vorfeld der letzten Beiratssitzung konnte so auch die Bundesministerin für Bildung und Forschung, Dr. Annette Schavan, über die Inhalte und Ergebnisse informiert werden. Die Beiratssitzungen wurden jeweils im Zementwerk Schelklingen durchgeführt.

Im Hinblick auf die Mitglieder des Beirates wurde eine Zusammensetzung gewählt, die sowohl fachliche Beiträge aus der Wissenschaft wie auch die Diskussion mit Stakeholdern (z.B. Naturschutzverbände, Gewerkschaft) ermöglichte. Mitglieder im Beirat waren im Einzelnen:

- Kathrin Ammermann, Bundesamt für Naturschutz
- Holger Bartels, Industriegewerkschaft Bauen-Agrar-Umwelt
- Thomas Beißwenger, Industrieverband Steine und Erden Baden-Württemberg
- Dr. Gerhard Friedel, HeidelbergCement Technology Center GmbH
- Prof. Dr. Elke Hietel, Fachhochschule Bingen
- Albert Koch, Landratsamt Alb-Donau-Kreis
- Hans Georg Kraut, HeidelbergCement AG, Werk Schelklingen, Werksleitung
- Dr. Michael Rademacher, HeidelbergCement Technology Center GmbH
- Lutz Ribbe, Stiftung Europäisches Naturerbe
- Dr. Stefan Rösler, NABU Baden-Württemberg
- Heinz Schirmer, HeidelbergCement AG, Werk Schelklingen, Betriebsratvorsitzender
- Victoria Schmid, Bundesverband der Deutschen Zementindustrie e.V.
- Bernard Stich, Landratsamt Alb-Donau-Kreis
- Prof. Hossein Tudeshki, Technische Universität Clausthal
- Dr. Arnd Wüstemeyer, DLR (Projektträger des BMBF)

### **3 Biodiversitätsindikatoren in Europa**

#### **3.1 Biodiversität als zentrales Thema des Naturschutzes**

Im Handlungsfeld Naturschutz gelten mittlerweile der Erhalt, die Förderung und die Wiederherstellung von Biodiversität als wichtigste Ziele einer nachhaltigen Entwicklung. Dies unterstreichen auch die Ergebnisse des UN-Weltgipfels (World Summit on Sustainable Development) in Johannesburg im August/September 2002. So soll bis zum Jahr 2010 eine deutliche Verringerung der Geschwindigkeit des Artensterbens erzielt sowie die Vielfalt von Fauna und Flora bewahrt werden.

Dementsprechend ist Biodiversität mittlerweile zum zentralen Thema der aktuellen Naturschutzforschung geworden. Die Biodiversitätsforschung richtet sich hierbei neben der reinen Erfassung der Biodiversität im klassischen Sinne auch auf die Erforschung und Erfassung der genetischen Biodiversität der Arten (genetische Arten und/oder Rassen, Ökorassen) und hiermit eng verbunden auf die Erforschung der Wechselwirkungen zwischen Arten und den

damit verbundenen Phyto- und Zoozönosen (Metapopulationsstrukturen, -theorien). Gege- nüber der Biodiversitätsforschung sind der Einzelarten- und der Prozessschutz in Europa mittlerweile als selbständige wissenschaftliche Ansätze in den Hintergrund getreten (vgl. z.B. JEDICKE (2002)). Beide Ansätze sind aber integrativer Bestandteil der Biodiversitätsforschung und von praktischen Maßnahmen. Dies schlägt sich z.B. im Hinblick auf Biodiversitätsindika- toren in ersten Ansätzen (vgl. BISCHOFF & DRÖSCHMEISTER 2000) sowie in konkreten Umset- zungen z.B. in der Schweiz (vgl. HINTERMANN et al. 2000) nieder.

Sachgerechte Indikatorensysteme sind eine zentrale Voraussetzung, um Entwicklungen im Allgemeinen oder die Entwicklung der Biodiversität im Besonderen sowohl qualitativ als auch quantitativ hinsichtlich ihrer Nachhaltigkeit messbar und damit beobachtbar und bewertbar zu machen. Sustainable Development Indicators (SDI) zur Messung der Biodiversität werden auch als Biodiversity Indicators (BI) bezeichnet.

Die Bestandsaufnahme von Ansätzen zu Biodiversitätsindikatoren innerhalb Europas erfolgte innerhalb des Projektes über die Diplomarbeit „Ansätze zur Entwicklung von Biodiversitätsin- dikatoren für eine nachhaltige Rohstoffgewinnung“ von Ingrid Born. Die Ergebnisse basieren auf einer Internetrecherche, durch die bereits vorhandene Biodiversitätsindikatoren identifi- ziert werden konnten. Die Zielsetzung richtete sich auf die Sammlung und Auswertung von Biodiversitätsindikatoren in der EU und anderen Ländern, die für die Ableitung und Entwick- lung geeigneter Indikatorenansätze Verwendung finden können. Diese stellen die Grundlage für die Weiterentwicklung von umfassenden Biodiversitätsindikatoren für eine nachhaltige Rohstoffgewinnung im Steinbruch Vohenbronnen dar. Darüber hinaus wurden wichtige ak- tuelle Veröffentlichungen (z.B. SEBI 2010; Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt) ein- gearbeitet.

## 3.2 Begriffsbestimmungen

### 3.2.1 Biodiversität

„Biological diversity - or biodiversity - is one of the key terms in conservation, encompassing the richness of life and the diverse patterns it forms“, so die Europäische Kommission (<http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/intro>). Diese sehr allgemeine Begriffsbe- stimmung vermag jedoch nur einen Teilaspekt der Komplexität von Biodiversität aufzuzeigen. Biodiversität umfasst beispielhaft:

- die Artenzahlen pro Fläche, pro Naturraum, pro Biotop, pro Vegetationseinheit, pro Biozö- nose, pro Phytozönose, pro Zoozönose,
- die Zahl der Vegetationseinheiten, -typen, Biotoptypen, Phytozönosen, Zoozönosen pro Raumeinheit,
- die genetische Vielfalt: Zahl der Ökorassen, Ökokline, Zahl der Morphorassen,
- indirekt: die Zahl und Länge von Strukturelementen bzw. -einheiten (Trittsteinbiotope) pro Raum (hieraus wurde letztendlich das Biotopverbundkonzept entwickelt),
- indirekt: die Zahl und der Umfang von Ökotonen.

Der Begriff Biodiversität ist somit umfassender bestimmt als dessen vielfach synonyme Verwendung in der Bedeutung von Artenvielfalt (vgl. JEDICKE 2000). Biodiversität kann auch als qualitative Vielfalt auf verschiedenen biotischen Organisationsebenen verstanden werden (ZIEGLER et al. 1997).

Im Sinne der Definition gemäß Artikel 2 des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD, Convention on Biological Diversity, STADLER & KORN 2008) sind drei Organisations-ebenen zu trennen:

- genetische Ebene (Vielfalt innerhalb der Arten, ihre genetische Varianz, bezogen auf wild lebende wie domestizierte Arten),
- organismische Ebene (Vielfalt an Arten) und
- ökosystemare Ebene (Vielfalt an Lebensgemeinschaften von Arten und ihre Wechselbeziehungen, die Lebensraumvielfalt).

### 3.2.2 Indikator

Der Begriff „Indikator“ wird von der lateinischen Bezeichnung „indicare“ abgeleitet, welches mit „anzeigen“ oder „verraten“ übersetzt werden kann. Die Aufforderung zur Implementierung von Nachhaltigkeitsindikatoren basiert auf Kapitel 40 der „Agenda 21“ (BMU 1997). Danach wird die Anwendung von Messgrößen oder Beurteilungskriterien zur Überprüfung des Erfolgs bzw. Misserfolgs der Entwicklungsprozesse hinsichtlich des angestrebten Ziels einer umweltverträglichen und nachhaltigen Entwicklung gefordert.

Die Schwierigkeit in der Entwicklung und Anwendung geeigneter Indikatoren basiert auf der Komplexität einer nachhaltigen Entwicklung, da gleichermaßen ökonomische, ökologische und soziale Aspekte sowie deren Wechselwirkungen untereinander in Einklang zu bringen sind. Daraus folgt für Indikatoren die Aufgabe, komplexe Sachverhalte über eine Vielzahl unterschiedlicher Einzeldaten in hoch aggregierter Form zu vereinen. Damit Indikatoren dem Anspruch, komplexe und schwierig zu erfassende Sachverhalte einfach und nachvollziehbar darstellen zu können, gerecht werden, müssen sie bestimmte Anforderungen erfüllen. Nach CHOVANES & KOLLER-KREIMEL (1999) sind folgende Anforderungen zu berücksichtigen:

- Fragestellungsadäquanz
- Genauigkeit
- Repräsentanz
- Ursache/Wirkung
- Spezifität
- Empfindlichkeit
- Standardisierbarkeit/Reproduzierbarkeit
- Räumlicher Bezug
- Reaktionszeit
- Aggregation/Information
- Kompatibilität
- Anzahl

- Datenverfügbarkeit
- Transparenz
- Nachvollziehbare Auswahlkriterien
- Kurzfristige Realisierbarkeit/vertretbarer Aufwand bei der Datenbeschaffung
- Verständlichkeit
- Stellenwert in der öffentlichen Diskussion

Auch die European Environment Agency hat im Jahr 2002 Rahmenparameter aufgestellt, die von SDI und BI erfüllt werden sollten (EEA 2002):

- Verständlichkeit und politische Relevanz,
- qualitative und quantitative Ergebnisse,
- Normierbarkeit,
- wissenschaftliche Zuverlässigkeit und statistische Abgesichertheit,
- Veränderung in Raum und Zeit,
- technische Machbarkeit und Kosteneffizienz,
- Vorausschaubarkeit,
- Vergleichbarkeit zwischen den EU-Mitgliedstaaten,
- Berücksichtigung der länderspezifischen Biodiversitätsunterschiede.

### 3.3 Biodiversitätsindikatoren auf europäischer Ebene

In jüngster Zeit wurde mit SEBI 2010 (Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators) ein Europa-weites Monitoringprogramm mit entsprechenden Indikatoren vorgestellt (EEA 2007). Es umfasst ein erstes Indikatorenset mit 26 Indikatoren, das zur Erprobung und Diskussion vorgeschlagen wird, um die Indikatorenentwicklungen auf internationaler Ebene zu bündeln und für die Bewertung der Umsetzung der CBD auf europäischer Ebene zu nutzen (vgl. BMU 2007).

**Exkurs „Indikatoren des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD)“:** Im Rahmen der CBD (Convention on biological diversity) sollen Indikatoren zur Bewertung der Erfolge von Maßnahmen zur Erhaltung der biologischen Vielfalt benutzt werden. Neben bereits auf nationaler und internationaler Ebene verfügbaren Indikatoren sollen neue entwickelt und dargestellt werden, um Veränderungen der biologischen Vielfalt umfassender darstellen zu können. Auf der 7. Vertragsstaatenkonferenz zur CBD wurde eine Liste verfügbarer und zukünftig zu entwickelnder Indikatoren zur Bewertung des 2010-Zieles aufgestellt (Decision VII/30 Annex I) und auf der 8. Vertragsstaatenkonferenz konkretisiert und weiterentwickelt (Decision VIII/15 Annex II) (vgl. BMU 2007).

In Tab. 1 sind die vorgeschlagenen 26 Indikatoren von SEBI 2010 zusammenfassend dargestellt.

Tab. 1: Übersicht über die für das erste europäische Indikatorenset vorgeschlagenen 26 Indikatoren (vereinfacht nach EEA 2007).

Schwerpunkt	Indikator	Bemerkung
<b>Zustand und Trends der biologischen Vielfalt und ihrer Bestandteile</b>		
Häufigkeits- und Verbreitungstrends ausgewählter Arten	Häufigkeit und Verbreitung ausgewählter Arten	Vögel: Indikator vorhanden und etabliert (von NGOs entwickelt). Schmetterlinge: Methodik abgestimmt.
Statusveränderungen gefährdeter und/oder geschützter Arten	Rote Liste-Einstufung der europäischen Arten  Arten von europäischem Interesse	Teilweise vorhandene Rote Liste-Einstufung entsprechend der europäischen Gefährdung Neuer Indikator, der auf den Berichten zur FFH-Richtlinie basiert (Entwurfassung).
Trends bzgl. des Umfangs ausgewählter Biome, Ökosysteme und Lebensräume	Ausdehnung von Ökosystemen  Lebensräume von europäischem Interesse	Flächendeckender Indikator für Trends in europäischen Ökosystemen.  Neuer Indikator, der auf den Berichten zur FFH-Richtlinie basiert (Entwurfassung).
Genetische Vielfalt des Viehbestands	Genetische Vielfalt des Viehbestands	Erster Vorschlag zur Entwicklung von Indikatoren der genetischen Vielfalt.
Umfang von Schutzgebieten	National ausgewiesene Schutzgebiete Entsprechend der FFH- und Vogelschutzrichtlinie ausgewiesene Flächen	Schlüssel-Maßnahmen-Indikator.  Zusammengesetzter Indikator mit Bezug zu den zentralen europäischen Politikinstrumenten hinsichtlich Biodiversität.
<b>Bedrohungen der Biodiversität</b>		
Stickstoff-Deposition	Überschreitung der critical loads für Stickstoff	Verstärkter wissenschaftlicher Austausch notwendig.
Trends bei invasiven gebietsfremden Arten	Invasive gebietsfremde Arten in Europa	Zusammengesetzter Indikator aller gebietsfremden Arten; neue Liste der bedrohlichsten Einwanderer in Europa (Entwurfassung).
Auswirkungen des Klimawandels auf die Biodiversität	Vorkommen Temperaturempfindlicher Arten	Auswertung bestehender Indikatoren und Entwicklung eines spezifischen Indikatorvorschlags.
<b>Ökosystemintegrität und ökosystemare Güter und Dienstleistungen</b>		
Marine Trophic Index	Marine Trophic Index europäischer Meere	Anpassung des Marine Trophic Index für Europa und Verständigung auf eine Methodik notwendig.
Vernetzungsgrad/Fragmentierung	Fragmentierung natürlicher und naturnaher Gebiete	Neuer Indikator basierend auf CORINE-Daten.

Schwerpunkt	Indikator	Bemerkung
von Ökosystemen	Fragmentierung von Flusssystemen	Neuer Indikator.
Wasserqualität aquatischer Ökosysteme	Nährstoffe in Übergangs-, Küsten- und Meeresgewässern  Süßwasserqualität	Ein bestehender Indikator (European Environment Agency Core Set Indicator) wird bzgl. Biodiversität angepasst.  Zwei bestehende Indikatoren ((European Environment Agency Core Set Indicators) werden kombiniert und bzgl. Biodiversität angepasst.
<b>Nachhaltige Nutzung</b>		
Flächen mit nachhaltig wirtschaftender Forst- und Landwirtschaft, Fischerei und Aquakultur	Wald: Bestandsvorrat, Zuwachs und Holzeinschlag  Wald: Totholz  Landwirtschaft: Stickstoffbilanz  Landwirtschaft: Flächen mit potentiell die biologische Vielfalt fördernder Bewirtschaftung  Fischerei: Kommerziell genutzte europäische Fischbestände  Aquakultur: Abwasserqualität von Fischfarmen	Übernahme eines bestehenden Indikators (The Ministerial Conference for Protection of Forests in Europe Indicator) mit spezifischer Biodiversitätsrelevanz.  Übernahme eines bestehenden Indikators (The Ministerial Conference for Protection of Forests in Europe Indicator) mit spezifischer Biodiversitätsrelevanz.  Übernahme eines bestehenden Indikators (Indicator reporting on the integration of environmental concerns into agriculture policy (EU) Indicator) mit spezifischer Biodiversitätsrelevanz.  Kombination von für die Biodiversität relevanten bestehenden Indikatoren (High nature value (farmland) indicator; Fläche unter ökologischer Landwirtschaft.  Übernahme eines bestehenden Indikators (European Environment Agency Core Set Indicator) mit einer Perspektive bzgl. Biodiversität  Erster Entwurf eines Aquakultur-Indikators bzgl. Biodiversität
Ökologischer Fußabdruck der europäischen Staaten	Ökologischer Fußabdruck der europäischen Staaten	Anpassung des Ökologischen Fußabdrucks an europäische Verhältnisse.
<b>Zugang und Beteiligung an Leistungen</b>		
Anteil an europäischen Patentanmeldungen für Erfindungen, die auf genetischen Ressourcen basieren	Auf genetischen Ressourcen basierende Patentanmeldungen	Neuer Indikator.

Schwerpunkt	Indikator	Bemerkung
<b>Ressourcentransfer und Verwendung</b>		
Finanzausstattung für Biodiversität	Finanzierung des Biodiversitätsmanagements	Neuer Indikator.
<b>Öffentliche Meinung</b>		
Öffentliche Bekanntheit und Mitwirkung	Öffentliche Bekanntheit	Auswertung vorhandener potenzieller Indikatoren und spezifischer Vorschlag zum weiteren Ausbau.

Wie aus den Ausführungen zu SEBI 2010 deutlich wird (vgl. EEA 2007), sind bezüglich der detaillierten Ausgestaltung und Anwendbarkeit der vorgeschlagenen 26 Indikatoren noch erhebliche Einschränkungen vorzunehmen. So existieren z.B. für die meisten Indikatoren noch keine Zielerreichungswerte. Dennoch kann ein Teil der vorgeschlagenen Indikatoren in eine erste Auswahl von für das vorliegende Projekt potentiell geeigneten Indikatoren übernommen werden. Dies umfasst insbesondere die Indikatoren aus dem Teilbereich „Zustand und Trends der biologischen Vielfalt und ihrer Bestandteile“ (vgl. Tab. 1).

### 3.4 Biodiversitätsindikatoren auf nationaler Ebene

#### 3.4.1 Zusammenfassender Vergleich der Länder in Europa (Stand März 2006)

Es wurden in 19 Ländern Biodiversitätsindikatoren ausfindig gemacht. Der bisherige Trend der Indikatorenentwicklung konzentriert sich größtenteils auf die Darstellung von Flächenverhältnissen (z. B. Anteil der Schutzgebietsfläche an der Gesamtlandesfläche) oder von Artenzahlen (z. B. Anzahl bedrohter Arten). Tab. 2 listet die Länder auf, in denen Biodiversitätsindikatoren entwickelt werden (Stand März 2006).

Tab.2: Übersicht der Länder, in denen Biodiversitätsindikatoren entwickelt werden (Stand März 2006).

Land	Indikatoren			Bemerkungen
	Genetische Vielfalt	Artenvielfalt	Lebensraumvielfalt	
Belgien	X	X	X	Naturindikatoren
Dänemark		X	X	
Deutschland		X	X	Geschützte Gebiete
Estland		X		
Finnland		X	X	Geschützte Gebiete
Frankreich		X	X	Anzahl und Flächen von Naturschutzgebieten, Natura 2000-Gebiete u.a.

Land	Indikatoren			Bemerkungen
	Genetische Vielfalt	Artenvielfalt	Lebensraumvielfalt	
Großbritannien		X		Bestandsentwicklungen von Vogelarten unterschiedlicher Lebensräume
Griechenland		X	X	
Italien		X	X	Region Venetien, Schutzgebiete
Luxemburg			X	Natura 2000-Habitats und prozentualer Anteil von Schutzgebieten an der Landesfläche
Malta		X		Natural Capital Index (NCI): Indikator für die Biodiversität von Habitats
Niederlande			X	
Österreich	X	X	X	
Portugal		X	X	Schutzgebiete
Schweden		X	X	Schutzgebiete
Slowenien			X	Geschützte Gebiete
Spanien/ Baskenland		X	X	
Tschechische Republik		X	X	Schutzgebiete
Schweiz	X	X	X	

### 3.4.2 Biodiversitätsindikatoren in Deutschland

#### 3.4.2.1 Zusammenfassender Vergleich der Bundesländern (Stand März 2006)

Nur aus acht Bundesländern (Bayern, Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein, Saarland und Thüringen) konnten frei zugängliche Informationen über die Entwicklung von Indikatoren gefunden werden (Stand März 2006). Allerdings waren nur in drei Bundesländern (Bayern (vgl. Tab. 3), Mecklenburg-Vorpommern (vgl. Tab. 4) und Niedersachsen) insgesamt lediglich 12 Indikatoren dem Bereich der biologischen Vielfalt zuzurechnen.

Da keine einheitlichen Bezeichnungen für die jeweiligen Indikatoren verwendet werden, kann eine Zuordnung zu den Kategorien Arten, Schutzgebietsflächen, Nutzung, Lebensräume und Sonstige getroffen werden.

- Unter der Kategorie Arten werden die Indikatoren „Repräsentative Arten“, „Artengefährdung“ (Bayern), „Rote Listen der Tier- und Pflanzenarten“, „Arten-Programm wichtiger

Leit-, Ziel- und Flaggschiffarten“, „Anteil und Verbreitung von Pflanzenarten, die auf Stickstoffarmut im Boden oder im Wasser angewiesen sind“ (Mecklenburg-Vorpommern) und „Bestandsentwicklung repräsentativer Arten“ (Niedersachsen) zusammengefasst.

- Die Kategorie Lebensräume besteht aus den beiden Indikatoren „Rote Listen der Biotop-typen und Pflanzengesellschaften des Landes“ und „Anteil der störungsarmen und unzer-schnittenen Lebensräume im Land“ (Mecklenburg-Vorpommern).
- Der Indikator „Flächen für den Naturschutz“ (Bayern) wird der Kategorie Schutzgebietsflä-chen zugeordnet.
- Die Kategorie Nutzung umfasst ebenfalls einen Indikator „Naturschonende Landwirt-schaft“.
- Die Kategorie Sonstige fasst die beiden Indikatoren „Anteil der Fließgewässer mit hoher Struktur- und Gewässergüte“ und „Statistiken zur Landnutzung“ (Mecklenburg-Vorpommern) zusammen.

Tab. 3: Kurzdarstellung von Indikatoren in Bayern.

Indikator	Kurzbeschreibung
Repräsentative Arten	Beschreibung der Bestandsentwicklung von 61 Vogelarten in ver-schiedenen Lebensraumtypen durch einen Index. Der Indikator zielt auf die Erhaltung und Förderung der Artenvielfalt in der Normalland-schaft.
Flächen für den Naturschutz	Der Indikator zielt auf die Bewahrung der biologischen Vielfalt und der ökologischen Prozesse.
Naturschonende Landwirt-schaft	Der Indikator stellt den Anteil [%] der Flächen mit naturschonender Nutzung an der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche dar.
Artengefährdung	Der Indikator zielt auf die Erhaltung der Vielfalt an Arten und Le-bensgemeinschaften. Der Indikator besteht aus den beiden Teilindi-katoren: „Rote Liste-Arten“ und „Besondere Tier- und Pflanzenar-ten“.

Tab. 4: Darstellung der Indikatoren für ein Ökosystem- und Artenmonitoring in Mecklenburg-Vorpommern.

Ökosystemmonitoring	Artenmonitoring
Veränderung der Biotopausstattung: Entwicklung der Biotop- und Nutzungstypen in lan-desweit repräsentativen Dauerbeobachtungsflä-chen. Anteil gefährdeter und verschwundener Bio-topo an der Gesamtheit der vorkommenden Biotope	Anzahl rastender Wasser- und Küstenvögel, Kraniche, Gänse und Schwäne in der Ostsee und im Binnenland
Entwicklung bestimmter Biotope: Entwicklung besonders bedeutsamer gesetzlich ge-schützter Biotope und von FFH-Lebensraumtypen	Anteil der gefährdeten und ausgestorbenen Arten an der Gesamtheit der vorkommenden Arten
Index für Ökosystemveränderungen durch Erfas-	Erfassung von sich in der Ostsee vermehren-

Ökosystemmonitoring	Artenmonitoring
sung von Leitarten	den Zielarten (z.B. Kleinwale, Seehunde)
Umfang der Fläche der renaturierten Moore und Anteil der gesamten Moorfläche des Landes	Erfassung von sich im Land vermehrenden Leit-, Ziel und Flugschiffarten sowie FFH-Arten (z.B. Kranich, Adler, Weiß- und Schwarzstorch, Rundmäuler)

### 3.4.2.2 Nationale Nachhaltigkeitsstrategie

Die Bundesregierung hat im Frühjahr 2002 eine nationale Nachhaltigkeitsstrategie verabschiedet. Diese hat insgesamt 21 Indikatoren entwickelt. Der Umweltbereich wird von sieben Indikatoren abgedeckt, wovon aber nur folgende vier Indikatoren die Entwicklung der biologischen Vielfalt sowie darauf einwirkende Handlungen darstellen sollen:

- Indikator „Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt“,
- Indikator „Flächeninanspruchnahme: Zunahme Siedlungs- und Verkehrsfläche“,
- Indikator „Anteil der Flächen mit ökologischer Landwirtschaft an der landwirtschaftlich genutzten Fläche“ und
- Indikator „Stickstoffüberschuss (Gesamtbilanz)“.

Bereits 2002 war der Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt weit entwickelt. Dieser Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt wurde in Anlehnung an den niedersächsischen Indikator „Bestandsentwicklungen repräsentativer Arten“ gebildet. Es wird die Bestandsentwicklung von insgesamt 51 Vogelarten berücksichtigt, die als Indikatoren die Qualität ihrer Lebensräume und die Entwicklungen in der Gesamtlandschaft anzeigen. Die Vogelarten wurden in Zusammenarbeit mit dem Dachverband Deutscher Avifaunisten und den Staatlichen Vogelschutzwarten der Länder ausgewählt.

Der Indikator besteht aus Teilindikatoren für die Hauptlebensraumtypen Agrarland, Wälder, Siedlungen, Gewässer, Küsten/Meere und Alpen. Jedem Hauptlebensraumtyp wurden 10-11 Vogelarten zugeordnet (vgl. Tab. 5). Diese sollen die Eignung der Landschaft als Lebensraum anzeigen. Die Auswahl der Vogelarten wurde unter Berücksichtigung der Kriterien überregionale Aussagemöglichkeit, Repräsentativität für unterschiedliche Lebensräume und Nutzungsformen sowie Datenverfügbarkeit bezüglich der bisherigen Bestandsentwicklung getroffen. Die Bestandswerte der Indikatorarten werden mit einem definierten Zielerreichungswert für das Bezugsjahr 2015 verglichen. Die Ermittlung der Zielwerte erfolgte durch ein Expertengremium, welches die Bestandsentwicklung der Vogelarten bis zu dem Jahr 2015 abschätzte. Dabei wurde die Annahme getroffen, dass alle naturschutzrelevanten Vorschriften eingehalten werden. Die auf diese Weise definierten Zielwerte entsprechen einer Zielerreichung von 100 %. Die Mittelwerte der Zielerreichungsgrade der Arten bilden den Teilindikator der jeweiligen Lebensraumtypen. Anschließend werden die Mittelwerte der Teilindikatoren gebildet. Diese erfahren eine Gewichtung, je nach Anteil des jeweiligen Lebensraumtyps an der Gesamtfläche und werden dann zu dem Gesamtindikator zusammengefasst. Der Indika-

tor ist inzwischen über ACHTZIGER et al. (2004) veröffentlicht und hat Eingang in EEA (2007) gefunden.

Tab. 5: Übersicht über die Indikatorarten je Hauptlebensraumtyp der Bundesrepublik Deutschland (ACHTZIGER et. al. 2004).

Hauptlebensraumtyp	Indikatorart	Gewichtung [%]
Agrarland	Braunkehlchen, Feldlerche, Goldammer, Grauammer, Kiebitz, Neuntöter, Rotmilan, Steinkauz, Heiderleche, Uferschnepfe	50
Alpen	Keine Daten verfügbar	03
Gewässer	Eisvogel, Haubentaucher, Kolbenente, Rohrdommel, Rohrweihe, Seeadler, Teichrohrsänger, Zwergtaucher, Flussuferläufer, Wasserralle.	06
Küsten/Meere	Austernfischer, Eiderente, Flusseeeschwalbe, Kornweihe, Küstenseeschwalbe, Mittelsänger, Rotschenkel, Sandregenpfeifer, Trottellumme, Zwergseeeschwalbe	03
Siedlungen	Dohle, Gartenrotschwanz, Girlitz, Grünspecht, Hausrotschwanz, Haussperling, Mauersegler, Mehlschwalbe, Rauchschwalbe, Wendehals	11
Wälder	Grauspecht, Kleiber, Kleinspecht, Mittelspecht, Schreiadler, Schwarzspecht, Schwarzstorch, Sumpfmeise, Tannenmeise, Waldlaubsänger, Weidenmeise.	27

### 3.4.2.3 Kernindikatorensystem Umwelt (KIS)

Vom Umweltbundesamt (UBA) wurde in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz (BfN) ein Kernindikatorensystem Umwelt (KIS) mit 58 Indikatoren aufgestellt, welche Entwicklungen in den Bereichen Klima, Biodiversität, Umwelt und Ressourcennutzung darstellt (vgl. BMU 2007). Die Indikatoren des Umweltkernindikatorensystems (KIS) bilden die Grundlage für die Indikatoren der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (vgl. Abschnitt 3.4.2.5). Für das Indikatorensystem der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt wurden dabei folgende KIS-Indikatoren ausgewählt:

- Indikator „Natura 2000-Gebietsmeldungen“
- Indikator „Fläche der streng geschützten Gebiete“
- Indikator „Gefährdete Arten“
- Indikator „Anzahl gebietsfremder Tier- und Pflanzenarten in Deutschland“
- Indikator „Agrarumweltförderung (geförderte Fläche“
- Indikator „Landschaftszerschneidung“
- Indikator „Blütezeitpunkt von Zeigerpflanzen“

Die in Abschnitt 3.4.2.2 genannten Indikatoren der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie zählen ebenfalls zu den KIS-Indikatoren.

#### **3.4.2.4 Indikatoren von Bund und Ländern zu einer nachhaltigen Entwicklung (LIKI-Indikatoren)**

Im Auftrag der Umweltministerkonferenz wurde vom „Bund-Länder Arbeitskreis Nachhaltige Entwicklung“ (BLAK NE) ein Satz von 24 umweltbezogenen Kernindikatoren einer nachhaltigen Entwicklung vorgelegt (vgl. BMU 2007). Die Indikatoren wurden in enger Zusammenarbeit mit der Länderinitiative Kernindikatoren (LIKI) der Landesumweltämter mit dem Ziel erstellt, eine möglichst einheitliche Anwendung von Indikatoren in Bund und Ländern zu gewährleisten. Mit den LIKI-Indikatoren sollen alle umweltbezogenen Themenfelder der Nachhaltigkeit (z. B. Klimaschutz, Mobilität, Flächennutzung, Schutz natürlicher Ressourcen) abgedeckt werden. Einige LIKI-Indikatoren sind ebenfalls Bestandteil der Nachhaltigkeitsstrategie bzw. des KIS.

Die LIKI-Indikatoren sind somit auch für die nationale Strategie zur biologischen Vielfalt von Bedeutung und ermöglichen eine Einschätzung der Entwicklung auch auf Länderebene. Folgende LIKI-Indikatoren wurden in das Indikatorenset der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt aufgenommen (vgl. Abschnitt 3.4.2.5):

- Indikator „Erhaltungszustand der FFH-Lebensraumtypen und -arten“
- Indikator „Gewässergüte – Anteil Gewässer mit mindestens Güteklasse II“

#### **3.4.2.5 Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt**

Am 7. November 2007 wurde vom Bundeskabinett die nationale Strategie zur biologischen Vielfalt beschlossen (BMU 2007; KÜCHLER-KRISCHUN & PIECHOCKI 2008) und umfasst folgende Schwerpunkte:

- ca. 330 konkrete und oft quantifizierte Ziele für alle biodiversitätsrelevanten Themen,
- ca. 430 konkrete Maßnahmen,
- 10 Leuchtturmprojekte,
- 19 Indikatoren, die zu einem Indikatorenset zusammengefasst sind und die der Erfolgskontrolle dienen und
- einer Berichtspflicht.

Die nationale Strategie zur biologischen Vielfalt bündelt die Nachhaltigkeitsstrategie, das KIS und die LIKI-Indikatoren in einem gemeinsamen System. Für das vorliegende Projekt relevant sind dabei v.a. die Aussagen zu den Indikatoren und die quantitativen Zielfestsetzungen (s.u.).

## Ziele

Die nationale Strategie zur biologischen Vielfalt führt für 28 biodiversitätsrelevante Themen, Visionen und Ziele auf. Während die Visionen naturgemäß einen nicht näher definierten, wünschenswerten Zustand beschreiben, sollen die Ziele möglichst konkret, quantifiziert und mit einem Zeithorizont versehen sein. Nur dann können entsprechend konkrete Maßnahmen entwickelt, umgesetzt und überprüft werden. Dieser Überprüfung dienen die im nächsten Abschnitt beschriebenen Indikatoren. Allerdings wird nur ein Teil der ca. 330 Ziele der nationalen Biodiversitätsstrategie den oben dargestellten Ansprüchen (konkret, quantifiziert, Zeithorizont) gerecht. Entsprechende Ziele sind z.B.:

- Bis zum Jahr 2020 kann sich die Natur auf 2 % der Fläche Deutschlands wieder nach ihren eigenen Gesetzmäßigkeiten ungestört entwickeln und Wildnis entstehen.
- Bis 2010 besitzt Deutschland auf 10 % der Landesfläche ein repräsentatives und funktionsfähiges System vernetzter Biotope.
- 2020 beträgt der Flächenanteil der Wälder mit natürlicher Waldentwicklung 5 % der Waldfläche.
- Bis zum Jahr 2020 kann sich die Natur auf mindestens 2 % der Landesfläche Deutschlands wieder nach ihren eigenen Gesetzmäßigkeiten entwickeln, beispielsweise in Bergbaufolgelandschaften, auf ehemaligen Truppenübungsplätzen, an Fließgewässern, an den Meeresküsten, in Mooren und im Hochgebirge.
- Im Jahr 2020 stammen 25 % der importierten Naturstoffe und -produkte (z. B. Agrar-, Forst-, Fischereiprodukte, Heil-, Aroma- und Liebhaberpflanzen, Liebhabertiere) aus natur- und sozialverträglicher Nutzung.
- Bis 2015 nimmt der Flächenanteil naturschutzfachlich wertvoller Agrarbiotope (hochwertiges Grünland, Streuobstwiesen) um mindestens 10 % gegenüber 2005 zu.
- In 2010 beträgt in agrarisch genutzten Gebieten der Anteil naturnaher Landschaftselemente (z. B. Hecken, Raine, Feldgehölze, Kleingewässer) mindestens 5 %.
- Verringerung des Stickstoffüberschusses in der Gesamtbilanz bis 2010 auf 80 kg/ha, angestrebt wird eine weitere Verringerung bis 2015.
- Bis zum Jahr 2020 beträgt die zusätzliche Flächeninanspruchnahme durch Siedlung und Verkehr maximal 30 ha pro Tag. Im Idealfall sollte es langfristig gelingen, die tatsächliche Neuinanspruchnahme von Flächen weitgehend durch die erneute Nutzung vorhandener Flächen zu ersetzen.
- Im Jahr 2020 sind 30 % der Fläche in Deutschland Naturparke.
- Bis zum Jahr 2020 hat sich die natürliche Speicherkapazität für CO<sub>2</sub> der Landlebensräume (z. B. durch Wiedervernässung und Renaturierung von Mooren und durch die Zunahme naturnaher Wälder) um 10 % erhöht.
- Im Jahr 2015 zählt für mindestens 75 % der Bevölkerung die Erhaltung der biologischen Vielfalt zu den prioritären gesellschaftlichen Aufgaben.

## Indikatorenset

Die nationale Biodiversitätsstrategie umfasst derzeit ein Set von 19 Indikatoren, die möglichst breit die in der nationalen Strategie behandelten Themen abbilden sollen (vgl. Tab. 6). Das Indikatorenset wird regelmäßig aktualisiert und soll schrittweise erweitert werden, v.a. im Bereich des Zustands der biologischen Vielfalt. Das Indikatorenset berücksichtigt den sog. DPSIR-Ansatz (Driving forces, Pressure, State, Impact, Response):

- D = Driving Forces: Antriebsindikatoren zeigen auf, welche menschlichen Aktivitäten die relevanten Belastungen der biologischen Vielfalt hervorrufen.
- P = Pressure: Belastungsindikatoren drücken aus, welche konkreten Belastungen auf die biologische Vielfalt wirken.
- S = State: Zustandsindikatoren beschreiben den Zustand der biologischen Vielfalt, der durch Einflussfaktoren verändert wird.
- I = Impact: Auswirkungsindikatoren stellen bereits eingetretene Veränderungen der biologischen Vielfalt heraus.
- R = Response: Maßnahmenindikatoren messen, mit welchen Mitteln und in welchem Ausmaß Politik und Gesellschaft in den festgelegten Handlungsfeldern auf die Veränderungen der biologischen Vielfalt reagieren.

Die Indikatoren der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt wurden vor dem Hintergrund der bestehenden Indikatorenentwicklung (international, national, auf Länderebene) ausgewählt:

- international: Indikatorenentwicklung unter den Übereinkommen CBD und OSPAR.
- europäisch: Indikatorenprozess „Streamlining European Biodiversity Indicators (SEBI 2010)“; Indikatorenentwicklung der EU-Kommission in Zusammenarbeit mit dem Internationalen Rat für Meeresforschung (vgl. Abschnitt 3.3).
- national: Indikatoren der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie (NHS); Kernindikatorensystem Umwelt (KIS) auf Bundesebene; Indikatorenentwicklung der Länderinitiative Kernindikatoren (LIKI).

Neben den dort bestehenden Indikatoren wurden weitere Indikatoren entwickelt, die aktuell noch in Entwicklung sind (vgl. Tab. 6).

Tab. 6: Indikatoren der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (BMU 2007). DPSIR: D = Driving forces, P = Pressure, S = State, I = Impact, R = Response. NHS = nationale Nachhaltigkeitsstrategie.

Indikator	DPSIR	Indikatorensystem	Verfügbarkeit auf Bundesebene
Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt	S	NHS, KIS, LIKI	verfügbar
Gefährdete Arten	I	KIS	2009
Erhaltungszustand der FFH-Lebensraumtypen und –	S	LIKI	geplant ab 2008

Indikator	DPSIR	Indikato- rensystem	Verfügbarkeit auf Bundesebene
arten			
Anzahl gebietsfremder Tier- und Pflanzenarten in Deutschland	P	KIS	verfügbar
Fläche der streng geschützten Gebiete	R	KIS, LIKI	verfügbar
Natura-2000-Gebietsmeldungen	R	KIS	verfügbar
Flächeninanspruchnahme: Zunahme Siedlungs- und Verkehrsfläche	P	NHS, KIS, LIKI	verfügbar
Landschaftszerschneidung	P	KIS, LIKI	verfügbar
Zersiedelung der Landschaft	P	-	2008
Agrarumweltförderung (geförderte Fläche)	R	KIS	verfügbar
Anteil der Flächen mit ökologischer Landwirtschaft an der landwirtschaftlich genutzten Fläche	R	NHS, KIS, LIKI	verfügbar
Flächenanteil zertifizierter Waldflächen in Deutschland	R	-	verfügbar
Stickstoffüberschuss (Gesamtbilanz)	P	NHS, KIS	verfügbar
Gentechnik in der Landwirtschaft	P/R	-	2007
Gewässergüte – Anteil Gewässer mit mindestens Güteklasse II	I	LIKI	verfügbar
Marine Trophic Index	P	CBD	verfügbar
Bestände ausgewählter, kommerziell genutzter Meeresarten	I	-	ab 2010
Blütezeitpunkt von Zeigerpflanzen	I	KIS	verfügbar
Bedeutsamkeit umweltpolitischer Ziele und Aufgaben	R	-	ab 2008

Aus diesem Set von 19 Indikatoren der nationalen Biodiversitätsstrategie werden folgend zwei Indikatoren näher dargestellt werden, die potentiell bei der Entwicklung von Indikatoren im Rahmen des vorliegenden Projekts Verwendung finden können.

### Indikator „Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt“

Der Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt bilanziert Bestände von 59 Vogelarten. Die Entwicklung der Vogelpopulationen steht stellvertretend für die Qualität ihrer Lebensräume und beschreibt die Eignung der Landschaft als Lebensraum. Indirekt wird damit auch angezeigt, welche Bedingungen für eine gebietstypische Artenvielfalt in Deutschland herrschen. Für diesen Indikator liegen bereits Zwischenergebnisse vor, die im Folgenden kurz zusammengefasst werden sollen (zur ausführlichen Darstellung vgl. ACHTZIGER et al. 2004; BMU 2007; vgl. Abschnitt 3.4.2.2).

Im Indikatorenbericht der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie 2006 ist die Entwicklung des Indikators dargestellt (vgl. BMU 2007). Im Vergleich mit dem für das Jahr 2015 angestrebten Zielwert befanden sich die Artenbestände im letzten Berichtsjahr (2005) bei ca. 74 % Zielerreichung. In den letzten Jahren hat sich der Zustand weder deutlich verschlechtert noch verbessert.

Der Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt besteht aus sechs Teilindikatoren, die die Entwicklung in den Hauptlebensraumtypen differenzieren: Agrarlandschaft, Wälder, Siedlungen, Binnengewässer, Küsten/Meere, Alpen. Bei den Teilindikatoren ist der Zielerreichungsgrad zurzeit ähnlich dem Gesamtindikator. Die Entwicklung des Teilindikators „Agrarland“, der in den Gesamtindikator mit einer hohen Gewichtung (50 %) eingeht, verlief seit 1990 relativ ausgeglichen. Im Vergleich zum Zielwert liegt der Teilindikator Agrarlandschaft derzeit bei etwa 73 %. Der Verlauf des Teilindikators „Siedlungen“ zeigt eine deutlich negative Tendenz seit 1990 von etwa 80 % auf etwa unter 70 % Zielerreichung. Der Teilindikator im „Wälder“ schwankte seit 1990 um einen Zielerreichungswert von 75 % (keine Tendenz). Der Verlauf des Teilindikators „Binnengewässer“ zeigt seit 1990 einen schwankenden Verlauf mit deutlich positiver Tendenz. Der Teilindikator „Küsten / Meere“ schwankte seit 1990 um die Marke von 75 % Zielerreichung (keine Tendenz). Der Teilindikator „Alpen“ zeigt seit 1990 einen leicht abnehmenden Trend und lag im Jahr 2005 bei 66 % Zielerreichung.

### **Indikator „Gefährdete Arten“**

Der Indikator soll die Gefährdung von Arten (nach den Roten Listen) aus ausgewählten Artengruppen (z. B. Tagfalter, Gefäßpflanzen) aggregieren. Damit wird die Entwicklung der Gefährdung der Artenvielfalt in Deutschland dargestellt. Während die Entwicklung der Vogelbestände die Qualität der Lebensräume anhand häufiger Arten indiziert, stellt der Rote Liste-Indikator den Einfluss auf die Artenvielfalt und insbesondere auf gefährdete Arten dar. Der Indikator soll bis 2009 erarbeitet und erprobt sein und dann den bestehenden Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt ergänzen.

### **3.5 Schlussfolgerung**

Im Rahmen der verschiedenen nationalen und internationalen Strategien zur Erhaltung der biologischen Vielfalt, wurden zahlreiche Indikatoren vorgeschlagen, deutlich weniger aber konkreter entwickelt und nur die wenigsten teilweise erprobt. Damit stehen nur sehr eingeschränkt verfügbare Indikatoren für das vorliegende Projekt zur Verfügung.

- Grundsätzlich sind zahlreiche Indikatoren nicht geeignet, da sie für Themenschwerpunkte entwickelt wurden, die im Bereich von Abbaustätten nicht zu erwarten sind (Marine Trophic Index, „landwirtschaftliche“ Indikatoren).
- Zahlreiche Indikatoren sind für das projektspezifische Indikatorenset nicht geeignet, da sie Fragestellungen betreffen, die im Bereich von Abbaustätten keine oder eine nur sehr untergeordnete Rolle spielen (z.B. eng an land- und forstwirtschaftliche Nutzung gekoppelte Indikatoren).

- Ebenfalls ungeeignet sind die Indikatoren, denen ein konkreter, quantifizierter Zielwert fehlt, an dem die Wirksamkeit von Maßnahmen gemessen werden könnte.
- Da die räumliche Bezugsebene dieser Indikatoren völlig anders ist, stehen einer einfachen Übernahme in ein projektbezogenes Indikatorenset mehrere Punkte entgegen (z.B. Anzahl gebietsfremder Tier- und Pflanzenarten in Deutschland; Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt).

Grundsätzlich geeignet sind letztendlich nur die Zustandsindikatoren, die im Bereich Artenvielfalt, gefährdeter Arten und Biotopflächen angesiedelt sind. Auf Bundesebene sind diese Indikatoren aber vorwiegend nur verbal formuliert und somit innerhalb des Projektes nicht nutzbar.

⇒ Es kann lediglich die hinter dem Indikatoren stehende Idee übertragen und konkretisiert werden.

⇒ Zusätzlich müssen neue Indikatoren entwickelt werden.

## 4 Rahmenbedingungen am Standort Vohenbronnen

### 4.1 Großräumige Lage

Zur Entwicklung und praktischen Erprobung von Nachhaltigkeitsindikatoren wurde der Steinbruch Vohenbronnen des Zementwerkes Schelklingen ausgewählt. In Abb. 1 ist die Lage dargestellt. Der Vorhabensraum liegt auf der Topographischen Karte 1:25.000 Nr. 7624 „Schelklingen“ bei folgenden zentralen Rechts-/Hochwerten:

Rechtswert: 3556800

Hochwert: 5357950.

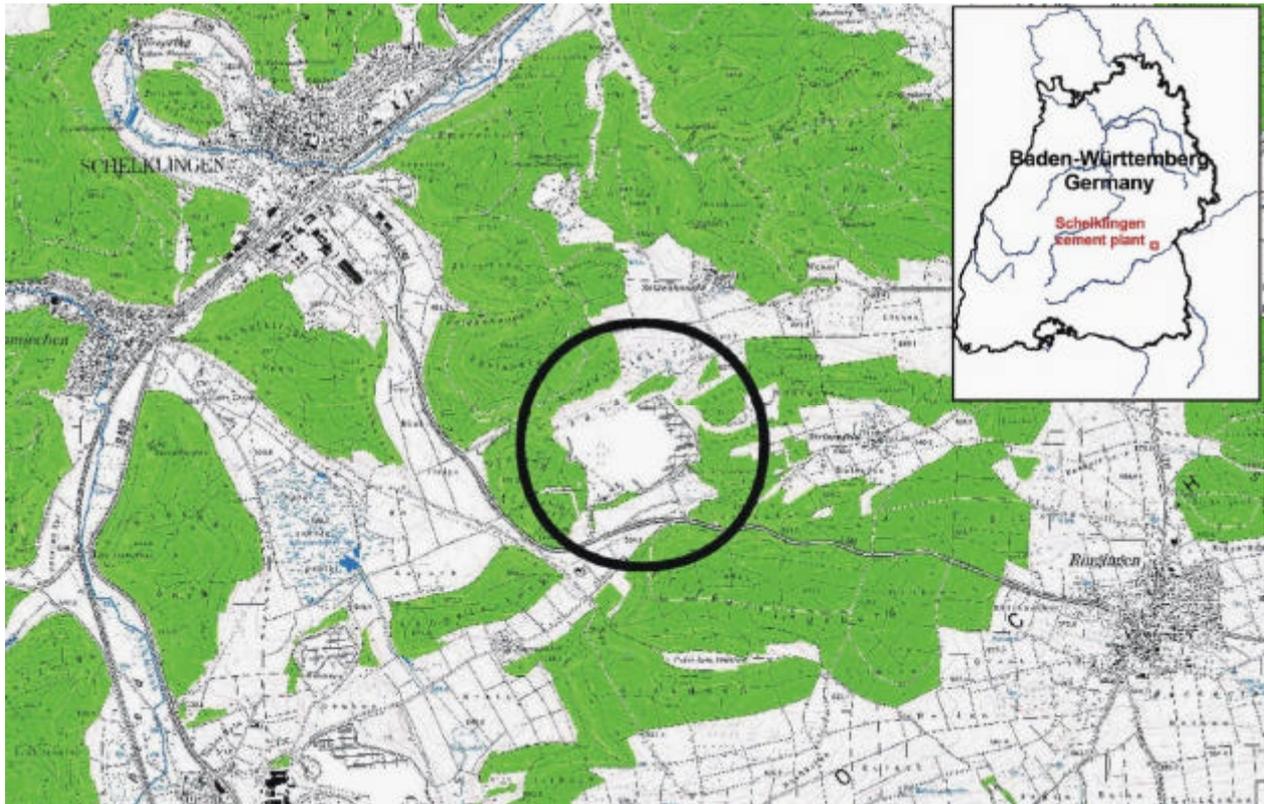


Abb. 1: Übersicht über die Lage des Vorhabens auf Basis der TK 1:25.000 Nr. 7624.

## 4.2 Schutzgebiete

### 4.2.1 Wasserschutzgebiete

Innerhalb des Untersuchungsraums liegen fünf Wasserschutzgebiete der Zone III (s. Tab. 7 und Abb. 2).

Tab. 7: Liste der Wasserschutzgebiete im Untersuchungsraum mit Flächenangaben.

Gebiets-Nr.	Schutzzone	Fläche [ha]
4250045300	III	0,61
4250038310	IIIA	20,2
4250044310	IIIA	3,13
4250038310	IIIA, nicht rechtskräftig	314,08
4250043320	IIIB	58,23
<b>Summe</b>		<b>396,25</b>

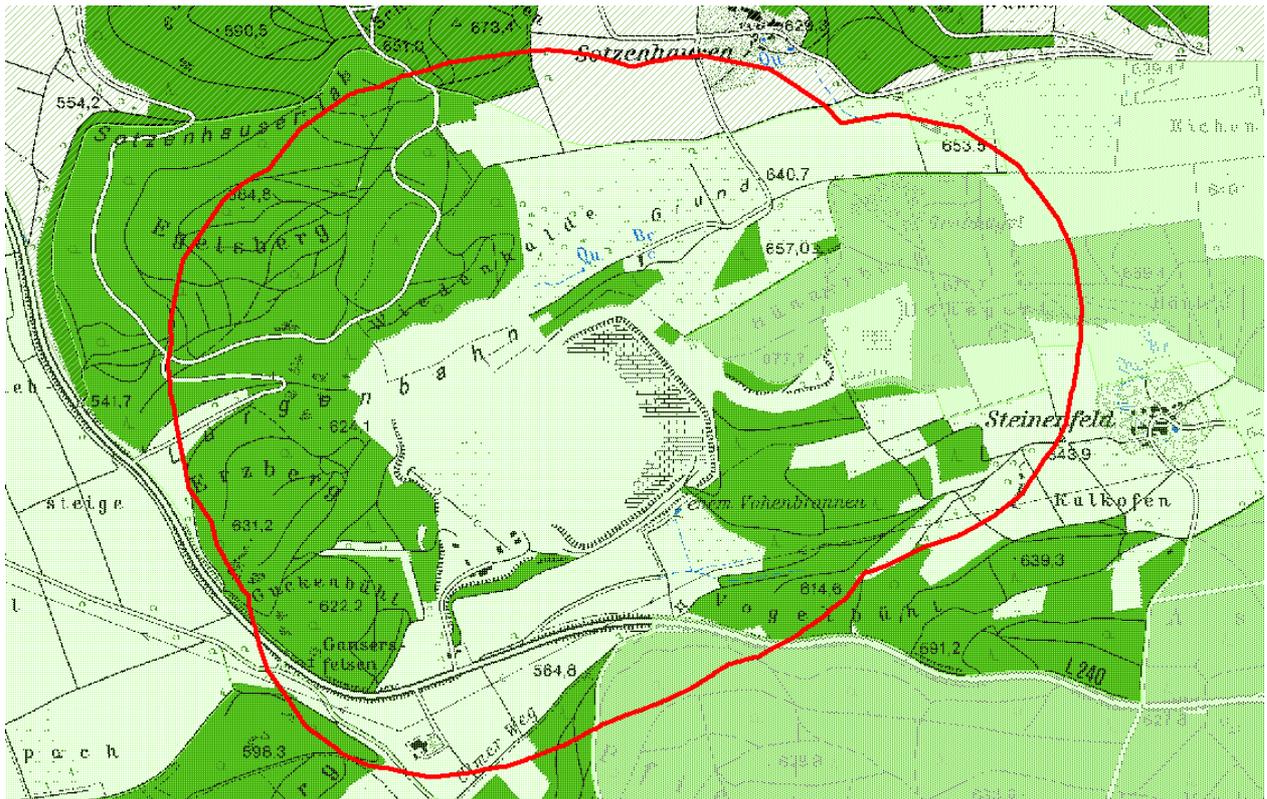


Abb. 2: Darstellung der Wasserschutzgebiete im Untersuchungsraum.

#### 4.2.2 Natura 2000-Kulisse

Der Untersuchungsraum beinhaltet keine Natura 2000-Gebiete. Die beiden nächsten FFH-Gebiete liegen im Nordosten in ca. 250 m und im Südwesten in ca. 750 m Entfernung. Dabei handelt es sich um die Gebiete „Blau und Kleine Lauter“ (Nr. 7524-341) und „Tiefental und Schmiechtal“ (Nr. 7623-341).

Vogelschutzgebiete liegen im Norden in rund 900 m und im Südwesten in rund 700 m Entfernung zum Untersuchungsraum. Es handelt sich um die beiden Gebiete „Lautertal auf der Schwäbischen Alb“ (Nr. 7624-401) und „Schmiechener See“ (Nr. 7624-402).

#### 4.2.3 Naturschutzgebiete

Es befinden sich keine Naturschutzgebiete innerhalb des Untersuchungsraums. Das nächste Naturschutzgebiet ist der Schmiechener See (Nr. 4.072) in rund 1000 m Entfernung im Südwesten.

#### 4.2.4 Landschaftsschutzgebiete

Im Untersuchungsraum liegen zwei Landschaftsschutzgebiet (s. Tab. 8 und Abb. 3):



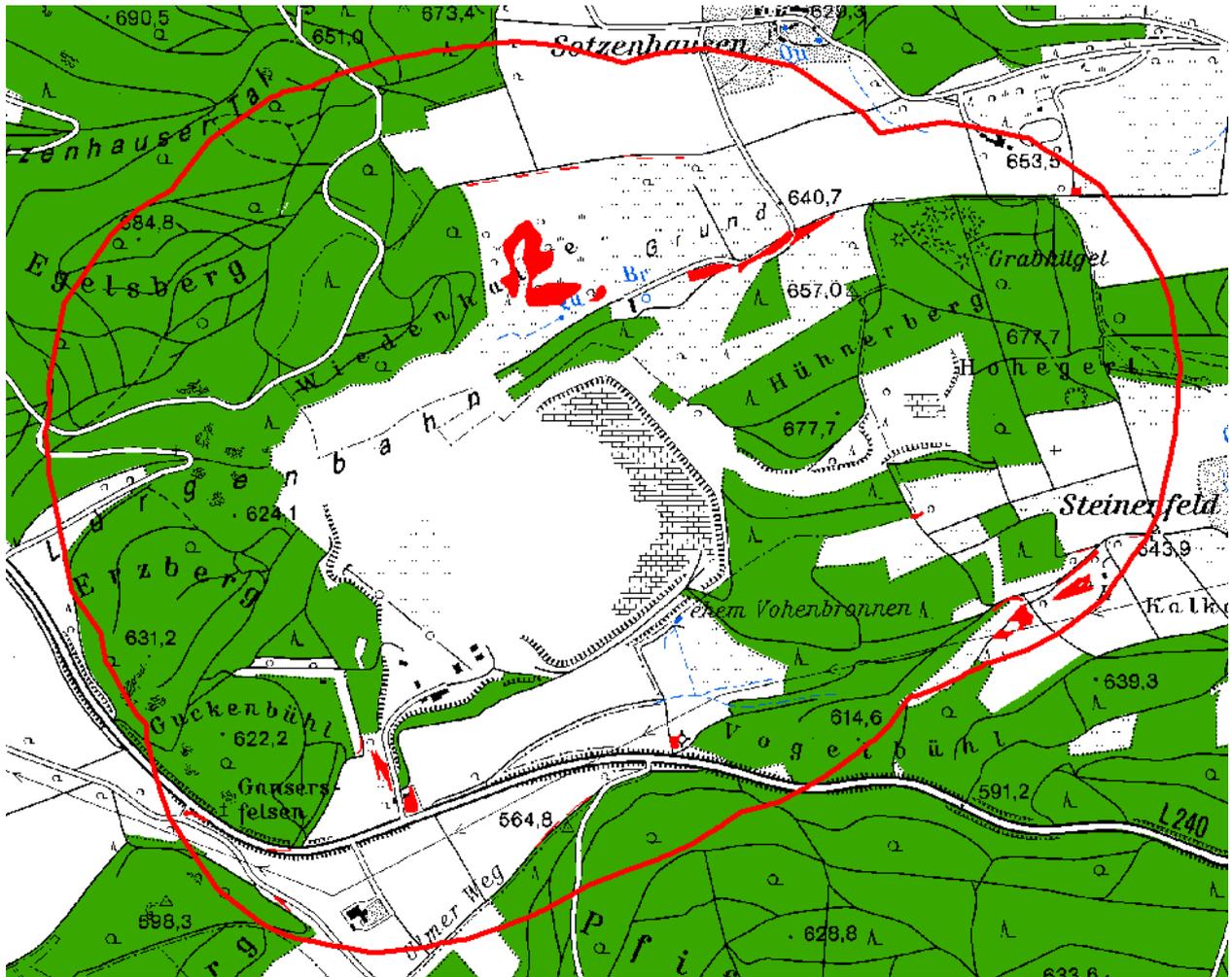


Abb. 4: Darstellung der § 32-Biotope im Untersuchungsraum.

Tab. 9: § 32-Biotope im Untersuchungsraum mit Flächenangaben.

Gebiets-Nr.	Name	Fläche [ha]
176244252873	Schlehenhecke südwestlich Sotzenhausen	0,01
176244252874	Heckenpflanzungen südwestlich Sotzenhausen	0,09
176244252875	Wacholderheide im Gew. Wiedenthalde südwestlich Sotzenhausen	1,62
176244252876	Magerrasen und Feldgehölz im Gew. Grund s Sotzenhausen	0,63
176244252879	Kleines Buchenfeldgehölz südöstlich Sotzenhausen	0,04
176244252950	Kleiner Kalkmagerrasen am Vogelbühl südwestlich Steinenfeld	0,06
176244252951	Hecke westlich Steinenfeld	0,03
176244252952	Hecke südwestlich Steinenfeld	0,06
176244252953	Kalkmagerrasenreste südwestlich Steinenfeld	0,26
176244252954	Wacholderheidenrest mit Feldgehölz südwestlich Steinenfeld	0,23
176244252955	Breite Hecke südwestlich Steinenfeld	0,13
176244252956	Schlehenhecken westlich Steinenfeld	0,03

Gebiets-Nr.	Name	Fläche [ha]
176244253740	Haselhecke an der L 240, Nähe Gansersfelsen	0,09
176244253742	Hecke am 'Ulmer Weg'	0,06
176244253743	Hecken an der L 240 von Schelk. in Richtung Ringingen	0,02
176244253797	Magerrasen und Feldgehölz beim Steinbruch Vohenbronnen	0,31
<b>Summe</b>		<b>3,67</b>

#### 4.2.6 Naturdenkmale

Im und an das Untersuchungsgebiet angrenzend liegt im Nordosten ein flächiges Naturdenkmal (s. Tab. 10 und Abb. 5). Ansonsten findet sich erst wieder ein einzelnes Naturdenkmal („Stieleiche“, Lfd. Nr. C.7) auf Schelklinger Gemarkung in rund 300 m Entfernung zum Untersuchungsgebiet.

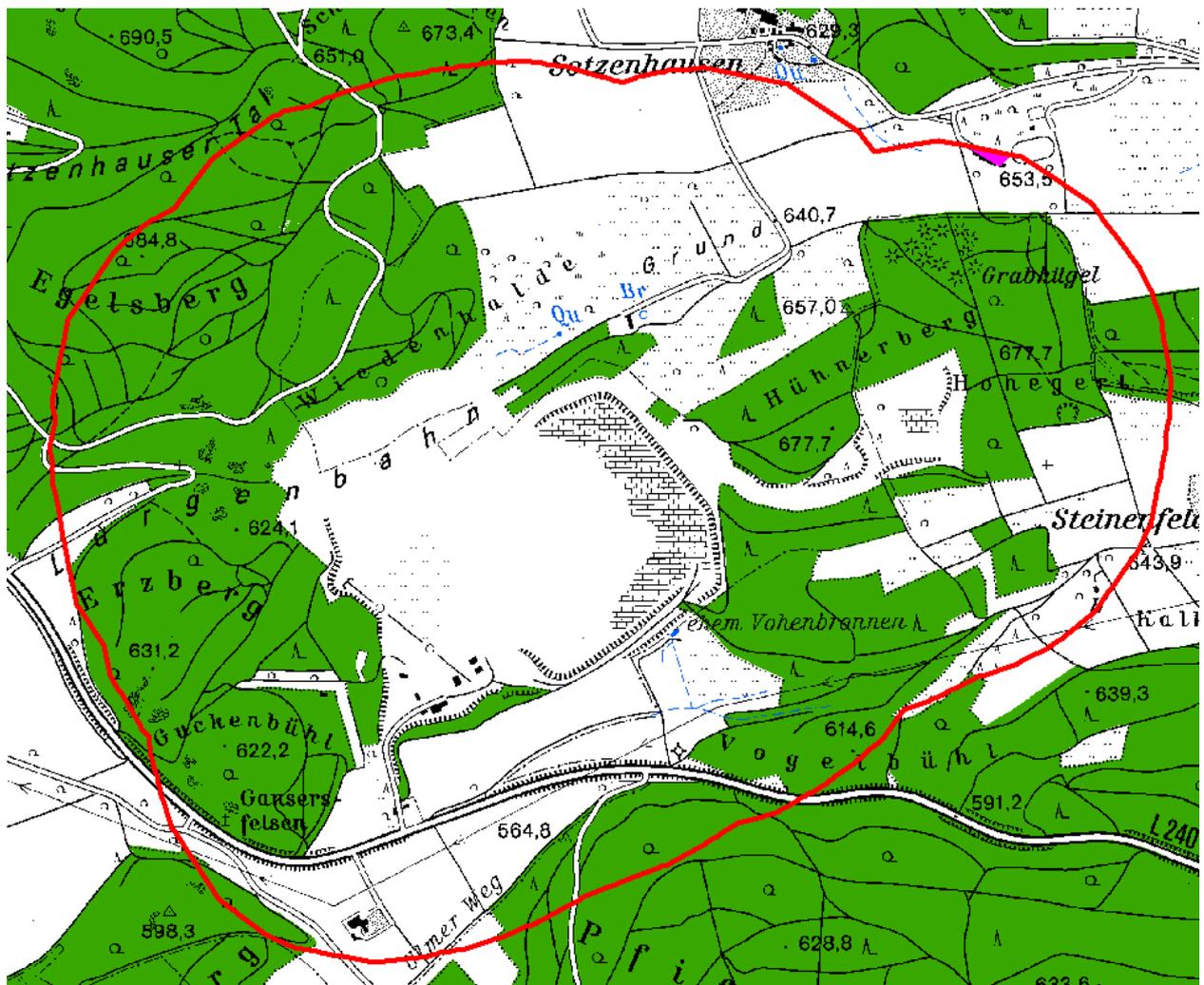


Abb. 5: Darstellung der Naturdenkmale im Untersuchungsraum.

Tab. 10: Naturdenkmale im Untersuchungsraum mit Flächenangaben.

Lfd. Nr.	Name	Fläche [ha]
G 3	Sotzenhauser Heide	0,19
<b>Summe</b>		<b>0,19</b>

### 4.3 Übergeordnete Planungen

#### 4.3.1 Umweltplan Baden-Württemberg – Stand 2000

Der Umweltplan verfolgt das Oberziel einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung und greift so die Leitlinien der Enquete-Kommission auf, die im Bereich nicht erneuerbarer Ressourcen folgenden Leitsatz formuliert hat:

„Die Nutzung nicht erneuerbarer Ressourcen muss minimiert werden. Ihre Nutzung soll nur in dem Maße erfolgen, in dem ein physisch und funktionell gleichwertiger Ersatz in Form erneuerbarer Ressourcen oder höherer Produktivität der erneuerbaren sowie der nicht erneuerbaren Ressourcen geschaffen wird“.

Der Umweltplan führt als Zielsetzung einen „dauerhaft umweltgerechten Abbau von nicht erneuerbaren Rohstoffen im Land“ mit der dauerhaften und umweltverträglichen Gewährleistung des Bedarfs an mineralischen Rohstoffen aus Lagerstätten an.

Im Bereich der Rohstoffgewinnung wird auf das Prinzip der Ressourcen schonenden und umweltverträglichen Gestaltung des Rohstoffabbaus u.a. durch die Renaturierung, Rekultivierung bzw. Folgegestaltung verwiesen.

Als eine der Strategien zur Umsetzung einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung spricht der Umweltplan u.a. das Prinzip der Umweltforschung an. Diese trägt dazu bei, die Chancen für wirtschaftliche Erfolge und eine qualitative, umweltverträgliche Entwicklung des Landes zu nutzen.

#### 4.3.2 Landesentwicklungsplan Baden-Württemberg – Stand 2002

Im Landesentwicklungsplan 2002 Baden-Württembergs wird die Sicherung der Bodenschätze des Landes, soweit sie zur Rohstoffversorgung notwendig sind, als Planziel formuliert.

Im Plansatz 5.2.4 wird festgelegt: „Bei der Ausweisung von Abbaubereichen und Sicherungsbereichen sind die Belange der Rohstoffsicherung und Rohstoffversorgung mit anderen raumbedeutsamen Nutzungen und Vorhaben sowie vor allem mit den Erfordernissen des Natur- und Umweltschutzes, der Landschaftserhaltung, der Land- und Forstwirtschaft, des Bodenschutzes, der Wasserwirtschaft, der Erholung, sonstiger ökologischer Belange und der Siedlungsentwicklung mit dem ihnen jeweils zukommenden Gewicht abzustimmen und abzuwägen“. Nach Plansatz 5.2.5 sind bei im Abbau befindlichen Lagerstätten die Rekultivierung bzw. Renaturierung sowie die Einbindung in die Landschaft sicherzustellen.

Speziell die Plansätze 5.1ff. befassen sich mit der Sicherung von Natur und Landschaft. Die Landschaft ist dementsprechend so zu nutzen und zu pflegen, dass u.a. die natürlichen Lebensgrundlagen geschützt und die Naturgüter in Bestand, Regenerationsfähigkeit, Funktion und Zusammenwirken dauerhaft gesichert oder wiederhergestellt werden. Abbaustätten im Bereich überregional bedeutsamer naturnaher Landschaftsräume sollen einen Beitrag zur Erhaltung und Erhöhung der Artenvielfalt leisten. Die Abbaustätten sind durch Renaturierung und Folgenutzung so anzulegen, dass sie die Funktion dieser Landschaftsräume unterstützen.

#### **4.3.3 Regionalplan Donau-Iller vom 25.10.1987**

In Teil B VII (Fachliche Ziele - Freizeit und Erholung) wird die gesamte Schwäbische Alb mit ihren zahlreichen Tallandschaften als „für die Erholung besonders geeignetes Gebiet“ bezeichnet.

In Teil B I (Fachliche Ziele - Natur und Landschaft) werden in den Abschnitten 1.1 und 1.4 die Sicherung bzw. Wiederherstellung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes und der Regenerationsfähigkeit der natürlichen Lebensgrundlagen und eine Erhaltung und Vermehrung landschaftsgliedernder Elemente für die intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebiete des Hochsträß gefordert.

Als Vorschläge für Naturschutzgebiete werden der Steinbruch Sotzenhausen und der Schneckenburren vorgeschlagen. Die Gebiete befinden sich nördlich von der aktuellen Abbaugrenze des Steinbruchs Vohenbronnen.

In Abschnitt 5.10 wird gefordert, dass „der Abbau grundsätzlich auf Schwerpunkte konzentriert werden“ und „Abbaustellen möglichst landschaftsgerecht rekultiviert bzw. renaturiert werden“ sollen.

In Teil B IV (Fachliche Ziele - Gewerbliche Wirtschaft), Abschnitt 3.2 wird die Sicherung der oberflächennahen Rohstoffvorkommen gefordert. Der derzeit noch gültige Regionalplan umfasst eine Erweiterungsfläche für den Steinbruch Vohenbronnen mit hauptsächlich nördlicher Ausdehnungsrichtung (Ka 6). Derzeit findet die Teilfortschreibung des Regionalplanes Donau-Iller für die Sicherung der oberflächennahen Rohstoffe statt. Der Entwurf des Teilregionalplanes „Gewinnung und Sicherung von Bodenschätzen“ orientiert sich an der Abbauwürdigkeit des Gebietes und richtet so die bisherige Fläche neu daran aus (Ka-ADK-8). Der Teilregionalplan wurde am 06. Dezember 2005 von der Verbandsversammlung als Satzung beschlossen, hat jedoch aufgrund der noch ausstehenden Genehmigung durch die zuständigen Ministerien bislang keine Verbindlichkeit erlangt.

#### **4.3.4 Flächennutzungsplan Stadt Schelklingen vom 19.08.2002**

Im Flächennutzungsplan der Stadt Schelklingen (Fortschreibung 2015) sind westlich, südlich und östlich der Einfahrt in den Steinbruch Vohenbronnen und weite Bereiche des Ringinger Tals um den Schmiechener See als Flächen für die Landwirtschaft ausgewiesen. Ausgenommen sind Bereiche des Längelesbergs und des Schelklinger Bergs.

Die nordwestlichen Bereiche des Steinbruchs Vohenbronnen mit Guckenbühl, Erzberg, Lurgenbahn und Egelsberg sind als Waldflächen festgelegt.

Teile der Flächen für Abgrabungen oder Gewinnung für Bodenschätze im Bereich des Steinbruchs Vohenbronnen liegen innerhalb des Landschaftsschutzgebietes „Schelklingen“.

#### **4.3.5 Landschaftsplan Stadt Schelklingen vom 26.03.2002**

Der Landschaftsplan der Stadt Schelklingen zur 2. Fortschreibung 2015 des Flächennutzungsplans, zeigt die Einbindung - innerhalb der naturräumlichen Einheit „Ausräumgebiet der Schmiech“ (Geb.-Nr. 095.11) - eines Teilbereichs des Steinbruchs Vohenbronnen in das Landschaftsschutzgebiet „Schelklingen“. Weiterhin ist im Zufahrtsbereich des Steinbruchs die Abraumhalde mit Feldgehölzen und Feldhecken als geschütztes Biotop nach § 32 NatSchG ausgewiesen.

Die im Regionalplan vorgeschlagenen Naturschutzgebiete Steinbruch Sotzenhausen und Schneckenburren werden im Landschaftsplan nicht als geplante Schutzgebiete aufgegriffen.

Um den Steinbruch Vohenbronnen werden direkt südlich angrenzende Bereiche als Flächen für die Landwirtschaft, westlich und nördlich liegende Bereiche als Flächen für Wald befürwortet. Die betriebenen und zum Teil bereits rekultivierten Steinbruchflächen auf Schelklinger und Schmiechener Gemarkung sind als Flächen für Wald und landschaftsökologische Vorbehaltsflächen empfohlen. Vorrangiges Ziel für Vorbehaltsflächen ist der Schutz und die Erhaltung von landschaftsprägenden Strukturen und Erscheinungsbildern und von zusammenhängenden Landschaftsteilen. In Kap. 5.1 wird auf Förderprogramme für extensive landwirtschaftliche Nutzungsformen bzw. eine naturnahe Waldbewirtschaftung hingewiesen.

Der Landschaftsplan verweist im Hinblick auf den Steinbruch Vohenbronnen auf den Regionalverband Donau-Iller, der in seinem Rekultivierungskonzept (OTTERSBUCH 1990) nach Beendigung des Abbaus als Ziel eine abwechslungsreiche Geländemodellierung und ein Mosaik unterschiedlicher Nutzungsformen vorsieht: „...um die Ertragsfähigkeit der Landwirtschaft zu stärken, soll in den flachen Bereichen die Voraussetzung für landwirtschaftliche Folgenutzungen geschaffen werden, verbunden mit einer naturraumtypischen Biotopausstattung. In den Hangbereichen ist eine forstwirtschaftliche Nutzung vorgesehen, mit der Ausbildung von arten- und strukturreichen Waldsäumen, einer Offenhaltung von Einschnitten und einer abwechslungsreichen Linienführung der Waldränder, vor allem im Hinblick auf die spätere Nutzung als Erholungswald.“ Der Landschaftsplan enthält dagegen als Maßnahme und Empfehlung eine reine Waldfläche im Bereich des Steinbruchs Vohenbronnen.

## **5 Datenerfassung Natur und Landschaft**

### **5.1 Tiere und Pflanzen**

#### **5.1.1 Biotope und Flora**

##### **Untersuchungsmethodik**

Der Steinbruch und sein Umfeld mit einem Radius von 500 m ab der Steinbruchkante wurden floristisch untersucht und die vorhandenen Biotope erhoben. Floristisch wurde dabei das Gesamtinventar an Pflanzenarten aufgenommen und eine getrennte Gesamtartenliste für den Steinbruch und das Umfeld erstellt.

Die Erhebung der Teillebensräume und Biotoptypen erfolgte im gesamten Untersuchungsgebiet flächenscharf. Zum Begriff des Teillebensraumes vgl. Abschnitt 8. Die Biotope wurden mit der Biotop-, Waldbiotop- und Altersklassenkartierung abgeglichen. Die Biotoptypen wurden kartografisch flächenscharf aufgearbeitet.

##### **5.1.1.1 Untersuchungsjahr 1993**

###### **5.1.1.1.1 Biotopstruktur Steinbruch**

###### **Allgemein**

Der aktive und rund 80 ha große Zementmergelsteinbruch wies 1993 die Form eines im Nordosten eingedellten Viereckes auf, von dem im mittleren östlichen Teil ein leicht nach Norden gebogenes schmales 500 m langes L-förmiges Teilstück abzweigte. Der Abbau bewegte sich auf breiter Front vornehmlich nach Norden in den dort aufragenden Berg hinein. Die großen Sohlenstandorte wurden nur gelegentlich befahren. Sie wiesen geringmächtige Schuttauflagen und zahlreiche kleinere ephemere, seltener ausdauernde Gewässer auf. Im westlichen Teil lagen große erst jüngst rekultivierte und als Grünland genutzte Sohlenbereiche. An diese weiter nach Westen angrenzend waren zum umgebenden Berg aufgefüllte und ansteigende bis 5-8 Jahre alte rekultivierte Bereiche vorhanden. Hier wurden außer einer Gehölzansaat keine weiteren Maßnahmen durchgeführt, so dass sich artenreiche Ruderalfluren und initiale Halbtrockenrasen entwickeln konnten. Weitere vollständig bepflanzte wallartige Rekultivierungen fanden sich als Sichtschutz am südlichen Ende des Steinbruches. Im südlichen Sohlenbereich wurde eine rund 0,25 ha große Sukzessionsfläche mit einem ausdauernden Stillgewässer ausgewiesen.

Der L-förmige Teilbereich im Osten schnitt sich tief in den angrenzenden Berg ein. Im sich vergrößernden äußersten östlichen Bereich fanden sich große wechsellasse Zonen und Halden mit stark tonhaltigen Böden aus Süßwassermolasse.

Die Betriebsgebäude lagen im äußersten südwestlichen Bereich. Abraumhalden und mit Bauaushub verfüllte Bereiche waren nur sehr kleinflächig vorhanden. Zwischen 30-40 Jahre alte kleinflächige Zonen fanden sich nur im Osten und im ältesten Steinbruchteilstück im Westen.

### **Bauwerke und Fahrwege**

Die Bauwerke umfassen die Betriebsgebäude im südlichen Teil des Steinbruchs und das Förderband, das den südwestlichen Teil des Steinbruchs durchquert. Den Betriebsgebäuden fehlt eine höhere Vegetation weitgehend. Unterhalb des Förderbands konnte sich dagegen eine lückige Pioniervegetation mit Übergängen zu einem initialen Magerrasen basenreicher Standorte entwickeln.

Die gesamte Steinbruchfläche ist durch ein Wegenetz erschlossen. Dabei handelt es sich überwiegend um, aufgrund der intensiven Befahrung, vegetationsfreie Schotterwege, deren Verlauf sich entsprechend des Abbaufortschritts ändert. Lediglich im Bereich des Tertiärs im östlichen Steinbruchteil sind Wegabschnitte mit einer artenarmen Vegetation vorhanden. Der Bereich der Steinbruchzufahrt ist vollversiegelt.

### **Bermen und Sohlen**

Die Steinbruchfläche ist durch großflächige Sohlen und Bermen gegliedert. Diese Teillebensräume sind in den aktiven Abbaubereichen weitgehend vegetationsfrei. Bei geringerer Abbauintensität treten Arten der offenen Pionierfluren der *Poa compressa-Tussilago farfara*-Gesellschaft auf, zu denen sich im Bereich wechselfeuchter bis temporär überstauter Sohlenstandorte Pionierarten feuchter Standorte (z.B. *Equisetum palustre* (Sumpfschachtelhalm), *Typha latifolia* (Breitblättriger Rohrkolben), *Phalaris arundinacea* (Rohr-Glanzgras)) gesellen, darunter auch in Steinbrüchen so seltene Arten wie *Alopecurus geniculatus* (Knick-Fuchsschwanz). Alle Arten zeigen wechselfeuchte Standortsbedingungen an. *Juncus articulatus* (Glanzfrüchtige Binse) und *Juncus inflexus* (Graugrüne Binse) sind anspruchsvoller und traten vorwiegend in kleinreliefartig eingemischten tieferen Geländestellen auf. Ein Großteil der Standorte beschränkte sich auf ehemalige Fahrspuren. Eine Weiterentwicklung der Vegetation z.B. zum Typhetum latifoliae (Phragmition) war aufgrund der flachgründigen und nur wenig eingetieften Standorte unwahrscheinlich. Dadurch fehlten auch so charakteristische Arten wie *Eleocharis palustris* (Gewöhnliche Sumpfbirse) im Steinbruch weitgehend. *Salix caprea* (Sal-Weide) ist typischer Steinbruchpionier und bildet die ersten Strauchschichten. Das Vegetationsstadium wurde als *Juncus articulatus-Typha latifolia*-Initialgesellschaft benannt und verweist auf die Übergänge zu den ephemeren Gewässern.

Die im Bereich der Süßwassermolasse liegenden Halden und Sohlenbereiche wiesen aufgrund des hohen Tongehaltes extreme Standortsbedingungen auf, die nur eine lückige Vegetation entstehen haben lassen, die in Abhängigkeit des Mikroreliefs kleinräumig variierte. In den tieferen Standortsbereichen sammelte sich nach jedem Regen das Wasser und hatte eine durch Binsen (*Juncus articulatus* (Glanzfrüchtige Binse), *Juncus conglomeratus* (Knäuel-

Binse)) und durch *Deschampsia cespitosa* (Rasen-Schmiele) dominierte Vegetation entstehen lassen. In den etwas höher gelegenen Standortsbereichen mischten sich Wechselfeuchtezeiger wie *Agrostis stolonifera subsp. prorepens* (Weißes Straußgras) und so seltene Arten der Zwergbinsenfluren wie *Centaureum pulchellum* (Kleines Tausendgüldenkraut) ein. Durchsetzt wurde die Vegetation von konkurrenzkräftigen Pionieren auf nassen Standorten wie *Calamagrostis epigejos* (Land-Reitgras). Auf den noch etwas höher gelegenen Bereichen traten *Phleum pratense* (Wiesen-Lieschgras) und *Lotus uliginosus* (Sumpf-Hornklee) dominant hinzu. Die Vegetation wurde als *Juncus articulatus*-*Juncus conglomeratus*-Binsenflur bezeichnet.

## Felswände und Verwitterungshalden

Felswände und Verwitterungshalden sind weitgehend auf den Bereich des aktiven Abbaus beschränkt. Sie weisen entsprechend der Gesteinseigenschaften und der Abbauintensität keine bzw. eine lückige Vegetation auf.

So trugen junge, ständig rutschende und von oben aus der Steilwand überschüttete Verwitterungshalden aus Bankkalken eine artenarme, initiale Vegetation. Dominante Art war *Tussilago farfara* (Huflattich), der mit seinen weit flugfähigen Diasporen alle offenen Standorte im Steinbruch besiedelte. Durch die weit kriechenden, unterirdischen Rhizome hält die Art den extremen Standortbedingungen stand. Gehölze hatten sich aufgrund des geringen Alters nicht angesiedelt. Die Vegetation wurde als *Tussilago farfara*-Initialgesellschaft benannt.

Zementmergelhalden weisen als differenzierende Artengruppe charakteristische, ruderale Steinbruchpioniere (z.B. *Picris hieracioides* (Gewöhnliches Bitterkraut), *Phleum pratense* (Wiesen-Lieschgras))) auf, unter denen sich mit *Carduus nutans* (Nickende Distel) eine sehr seltene Steinbruchpflanze befand. Mit *Poa compressa* (Flaches Rispengras) und *Matricaria perforata* (Geruchlose Kamille) wiesen die Zementmergelhalden eine verbindende Artengruppe zu den wechselfeuchten Standorten auf. Die in Steinbrüchen ansonsten weit verbreitete *Poa compressa* (Flaches Rispengras) trat nur hier auf. Hohe Deckungsgrade weist auch *Tussilago farfara* (Huflattich) auf. Die Vegetation entspricht der typischen Pioniervegetation in Steinbrüchen. Sie konnte als die weit verbreitete *Poa compressa*-*Tussilago farfara*-Gesellschaft angesprochen werden.

## Steilwände

Steilwände morphologisch weicher Gesteine sind im Bereich des Tertiärs vorhanden.

In den Hangbereichen der Süßwassermolasse wirkte sich der hohe Tongehalt der Molasse durch starke Wechselfeuchtigkeit und hohe Saugspannung bei Austrocknung sehr stark auf die Vegetation aus. Nur noch wenige Arten, darunter Halbtrockenrasenarten (z.B. *Polygala amarella* (Sumpf-Kreuzblume), *Polygala comosa* (Schopfige Kreuzblume)) ertrugen diese Standortbedingungen. Die Vegetationsdeckung erreichte nur 7%. Dominierende Arten waren häufig *Tussilago farfara* (Huflattich) und *Deschampsia cespitosa* (Rasen-Schmiele). Die

Vegetation wurde als *Tussilago farfara-Deschampsia cespitosa*-Molassegesellschaft mit Tendenz zu Halbtrockenrasen benannt.

### **Gewässer ausdauernd**

Im südlichen Steinbruch sind mehrere kleinere, ausdauernde Stillgewässer vorhanden. Die Stillgewässer wiesen eine durch *Typha latifolia* (Breitblättriger Rohrkolben) und *Phalaris arundinacea* (Rohr-Glanzgras) dominierte sehr artenarme Vegetation auf. Aufgrund des hohen Wasserstandes fehlten die Arten der *Juncus articulatus-Typha latifolia*-Initialgesellschaft fast vollständig. Andere Arten (z.B. *Alisma lanceolatum* (Lanzett-Froschlöffel)) waren trotz des nur wenige Kilometer entfernten Schmiechener Sees im Gegensatz zum Steinbruch Allmendingen kaum eingewandert. Die Vegetation wurde als *Typha latifolia-Phalaris arundinacea*-Röhricht bzw. artenarmes Typhetum latifolia benannt.

### **Gewässer ephemer**

Im Bereich der oben beschriebenen, wechselfeuchten Sohlenstandorte sind in kleinmorphologischen Tiefenstrukturen (z.B. Senken, Rinnen, Fahrspuren) ephemere Gewässer entwickelt. Die Vegetation wird durch die oben bei den Sohlenstandorten aufgeführten Röhrichtarten dominiert, teilweise fehlt eine Vegetation aber auch.

### **Rekultivierte Bereiche**

Rekultivierte Flächen waren 1993 in den zentralen, westlichen und südlichen Steinbruchteilen vorhanden. Sie umfassen die flächenmäßig dominierenden Biotoptypen des Grünlands und der Waldrekultivierungen. Kleinflächig sind in den rekultivierten Bereichen noch weitere Grünland- und Gehölzbestände sowie Magerrasen basenreicher Standorte vorhanden.

Die Vegetation der Kiefern Sukzession im Flurgebiet Steinenfeld bestand aus einem lückigen, extrem flachgründigen Kiefern- und Fichtenbestand, der im Unterwuchs zahlreiche typische Arten der Mesobromion aufweist (z.B. *Gentiana germanica* (Deutscher Enzian), *Hieracium pilosella* (Kleines Habichtskraut), *Potentilla tabernaemontani* (Frühlings-Fingerkraut)). Aufgrund der extremen Flachgründigkeit hatten die Fichten nur eine Höhe von 0,5-1,5 Meter erreicht, obwohl sie mit 30 Jahren gleiches Alter wie die 3-5 Meter hohen Kiefern aufwiesen. Die Fläche war vermutlich durch Abschieben des Oberbodens auf dem stark klüftigen Bankkalk entstanden und innerhalb weniger Jahre von *Pinus sylvestris* (Wald-Kiefer) und *Picea abies* (Fichte) auf allen zur Etablierung geeigneten Flächen bzw. Spalten und Klüften besiedelt worden. Nach Besetzung der Nischen sind kaum noch neue Keimlinge in der Lage sich zu etablieren. Als Begleiter trat eine große Zahl von weiteren Halbtrockenrasenarten auf (z.B. *Anthyllis vulneraria* (Wundklee), *Hippocrepis comosa* (Hufeisenklee)). Nur selten mischten sich Arten der thermophilen Säume ein (*Chrysanthemum corymbosum* (Straußblütige Wucherblume), *Origanum vulgare* (Gewöhnlicher Dost)). Die Vegetation wurde als *Pinus sylvestris*-Halbtrockenrasen angesprochen.

Die nicht bepflanzte, rekultivierte Zone zeichnete sich durch einen extremen Artenreichtum aus. Dieser setzte sich vorwiegend aus helio- und thermophilen Arten der Halbtrockenrasen, der thermophilen Säume und aus ruderalen Arten und Ackerwildkräutern zusammen. Auffallend waren die zahlreichen Therophyten (z.B. *Alyssum alyssoides* (Kelch-Steinsame), *Arenaria serpyllifolia* (Quendelblättriges Sandkraut), *Geranium columbinum* (Tauben-Storchschnabel)). Die nicht mit Mutterboden abgedeckte Fläche wurde mit Gehölzen angesät (z.B. *Carpinus betulus* (Hainbuche), *Sorbus aucuparia* (Eberesche)). Der offene Boden, der fehlende Mutterbodenauftrag und die fehlende Grünlandansaat haben zahlreichen Arten die Ansiedlung ermöglicht. Der im Gegensatz zu sonstigen Rekultivierungen fehlende Deckungsschluss durch Nährstoffe und Ansaat hatte zu einer ökologisch sehr hochwertigen Fläche mit ersten Vorwaldstadien geführt. Aufgrund der zahlreichen Halbtrockenrasenarten wurde die Vegetation als ruderaler Halbtrockenraseninitiale benannt.

Die wenig bis dicht bepflanzte rekultivierte Zonen wiesen eine Zwei- bzw. Dreiteilung auf. Die für die wenig bepflanzte Zone charakteristische Artengruppe setzte sich aus anspruchsvollen nur hier auftretenden Halbtrockenrasenarten des Mesobromion (z.B. *Bromus erectus* (Aufrechte Trespe), *Festuca ovina* (Schaf-Schwengel), *Koeleria pyramidata* (Pyramiden-Kammschmiele)) und Arten der thermophilen Säume (z.B. *Buphthalmum salicifolium* (Weidenblättriges Ochsenauge) zusammen. Die bodenoffenen, mageren Standortsbedingungen wurden durch *Stachys recta* (Aufrechter Ziest) und *Thymus pulegioides* (Arznei-Thymian) angezeigt. Ursache für die artenreichen Halbtrockenrasenstadien waren wahrscheinlich während der Anlage der Abbauzonen unmittelbar angrenzende Halbtrockenrasen, die 1993 als *Pinus nigra* (Schwarz-Kiefer)-Aufforstungen noch kleinflächig vorhanden waren.

Die dicht bepflanzte Zone wurde durch eine Artengruppe differenziert, die sich aus ruderalen Grünlandarten (z.B. *Arrhenatherum elatius* (Glatthafer), *Vicia sepium* (Zaun-Wicke)), konkurrenzkräftigen Pionieren (z.B. *Elymus repens* (Gemeine Quecke)) und hinsichtlich Luftfeuchte, Bodenfeuchte und Beschattung anspruchsvollen Arten (z.B. *Anthriscus sylvestris* (Wiesenkerbel), *Heracleum sphondylium* (Wiesen-Bärenklau)) zusammensetzte. Ursache war die gut ausgebildete Strauch- und Baumschicht, die Deckungsgrade bis nahezu 100 % erreichte. Dadurch wurden die Arten der Halbtrockenrasen zurückgedrängt bzw. konnten sich nicht ansiedeln. So waren die geringen Stetigkeiten dieser Artengruppe in der gesamten rekultivierten Zone und das völlige Fehlen der lichtliebenden Halbtrockenrasenarten in den bepflanzten Bereichen zu erklären. Die artenreiche Strauch- und Baumschicht setzte sich vorwiegend aus gepflanzten (z.B. *Alnus glutinosa* (Schwarz-Erle), *Pinus nigra* (Schwarz-Kiefer), *Populus alba*-Hybriden, *Salix* ssp. (Weide)) und eingewanderten Arten (z.B. *Frangula alnus* (Faulbaum), *Salix purpurea* (Purpur-Weide) zusammen. Die wenig bepflanzten Bereiche konnten als echtes Mesobrometum angesprochen werden, die bepflanzten Bereiche als waldartige *Salix caprea*-Rekultivierungsgesellschaft.

### 5.1.1.1.2 Biotopstruktur Umfeld

Im arten- und strukturreichen Umfeld fanden sich 1993 im südlichen, südöstlichen und nordöstlichen Bereich ackerbauliche Intensivnutzflächen. Das gesamte westliche und ein Großteil des nördlichen Umfeldes wurden von artenreichen Fichtenhoch- und Buchenmischwäldern mit kleinen Windwurfzonen eingenommen. Auch der L-förmige Steinbruchteil war vollständig von mindestens 50 m, meist aber 100-250 m breiten artenreichen Nadellaubmischwäldern umgeben. In den Laubwäldern befanden sich einige schön ausgebildete Steppenheiden und Felsköpfe. Ein Teil des nordwestlichen Umfeldes wurde großflächig von durch Großvieh extensiv beweideten und/oder in Sukzession befindlichen Halbtrockenrasen eingenommen. Eingemischt waren zwei größere isolierte Waldinseln. Nach Norden schlossen sich ackerbauliche Kulturen (s.o.) und in 500 m Entfernung Reste der ehemaligen Sotzenhausener Heide an. Im gesamten östlichen Umfeld fanden sich sehr artenreiche, teils bodenoffene Halbtrockenrasen und Halbtrockenrasensukzessionen unterschiedlichsten Alters in engräumiger Verzahnung mit Feldgehölzen, Hecken und Kiefernverbuschungen und -wäldern. Große Teile der Kiefernwälder ließen noch Relikte der ehemaligen Halbtrockenrasen erkennen. Die Halbtrockenrasen gelangten nur im intensiv abgebauten nördlichen Steinbruchbereich und als rund 10 m breiter Schlauch im Süden direkt an den Steinbruch heran. Die Straßenbegleitflächen waren als bis 10 m breite, artenreiche thermophile oder hygrophile Säume ausgebildet.

Tab. 11: Flächenanteile der Biotoptypen des untersuchten Umfeldes im Untersuchungsjahr 1993.

Biotoptypengruppe	Flächenanteil (%)
Felsen	0,2
Landwirtschaftliche Nutzflächen (Äcker, Wiesen, Weiden)	36,1
Magerrasen basenreicher Standorte	3,0
Säume, Stauden- und Schlagfluren, Straßenbegleitflächen	3,4
Feldhecken und -gehölze, Gebüsche, Waldmäntel	0,8
Wald	52,6
Wege und Siedlungsflächen	3,9

### 5.1.1.1.3 Artenzahlen und Zahl gefährdeter Pflanzenarten

Im Steinbruch waren 1993 380 Pflanzenarten nachgewiesen worden, in seinem Umfeld 433 Arten. Damit erreicht der Steinbruch 87,8 % der Artenzahl des Umfeldes.

1993 waren im Steinbruch 12 gefährdete Pflanzenarten nach Roter Liste Deutschland bzw. Baden-Württemberg nachgewiesen worden, in seinem Umfeld 28 gefährdete Arten. Das entspricht im Steinbruch 3,2 % der Steinbrucharten und im Umfeld 6,5 % der Umfeldarten.

Tab. 12: Gesamtartenzahlen und Zahl der gefährdeten Pflanzenarten im Steinbruch und seinem Umfeld im Untersuchungsjahr 1993.

	Steinbruch	Umfeld
Gesamtartenzahl der Pflanzen	380	433
Gefährdete Pflanzenarten	12	28
Anteil gefährdeter Pflanzenarten an der Gesamtartenzahl	3,2 %	6,5 %

### 5.1.1.2 Untersuchungsjahr 2006

#### 5.1.1.2.1 Biotopstruktur Steinbruch

Die Beschreibung der Biotope erfolgt entsprechend den Teillebensräumen des Steinbruchs.

#### Allgemein

Gegenüber 1993 hat sich der Steinbruch im Wesentlichen nach Norden und Nordosten auf ca. 100 ha ausgedehnt, wobei die Grundform weitgehend erhalten geblieben ist. Der aktive Abbau liegt halbmondförmig um die großen Rekultivierungsflächen im zentralen und westlichen Teil des Steinbruchs. Die Felswände, Sohlen, Bermen und Verwitterungshalden des aktiven Abbaus sind dabei aufgrund der intensiven Nutzung weitgehend vegetationsfrei. Extensiver genutzte Steinbruchteile sind im Südosten und im Tertiär im Osten vorhanden. Die Wanderbiotope, die sich auf diesen Flächen entwickeln konnten repräsentieren die standörtliche Spannweite des Steinbruchs Vohenbronnen. Sie entsprechen im Wesentlichen den Biotoptypen von 1993, weisen allerdings häufig ein stärker fortgeschrittenes Sukzessionsstadium auf. So ist z.B. die Vegetationsdecke der Ruderal- und Pionierfluren im Bereich des Tertiärs gegenüber 1993 dichter geschlossen. Die Stillgewässer des Steinbruchs weisen aufgrund der verstrichenen Entwicklungszeit gegenüber 1993 eine stärkere Differenzierung in Wasservegetation, Verlandungs- und Gehölzgesellschaften auf. Auch die rekultivierten Gehölz- und Grünlandbestände des westlichen Steinbruchbereichs haben sich gegenüber 1993 weiter entwickelt.

Folgende Teillebensräume mit ihren Biotoptypen konnten nachgewiesen werden:

#### Bauwerke und Fahrwege

Die Bauwerke entsprechend weitgehend dem Bestand 1993 und umfassen die Betriebsgebäude im südlichen Teil des Steinbruchs und das Förderband, das den südwestlichen Teil des Steinbruchs durchquert. Den Betriebsgebäuden fehlt eine höhere Vegetation weitgehend. Unterhalb des Förderbands konnte sich dagegen ein initialer Magerrasen basenreicher Standorte mit wertgebenden Pflanzenarten wie *Linum tenuifolium* (Zarter Lein) entwickeln.

Die gesamte Steinbruchfläche ist durch ein umfangreiches Wegenetz erschlossen, das sich gegenüber 1993 aufgrund der vergrößerten Steinbruchfläche ausgedehnt hat. Dabei handelt es sich überwiegend um, aufgrund der intensiven Befahrung, vegetationsfreie Schotterwege, deren Verlauf sich entsprechend des Abbaufortschritts ändert. Lediglich im Bereich des Tertiärs im östlichen Steinbruchteil sind Wegabschnitte mit einer artenarmen Vegetation vorhanden. Der Bereich der Steinbruchzufahrt ist vollversiegelt.

### **Bermen und Sohlen**

Die Steinbruchfläche ist durch großflächige Sohlen und Bermen gegliedert. Auch diese Teilbiotope sind in den aktiven Abbaubereichen weitgehend vegetationsfrei. Kleinere Flächen im Bereich flacher Senken mit wechselfeuchten Standortsbedingungen weisen artenarme Flutrasen mit Arten wie *Agrostis stolonifera* (Kriechendes Straußgras) auf. Bei nachlassender Nutzungsintensität treten lückige Pionierfluren, lückige bis dichte Ruderalvegetation trocken-warmer bis frisch-feuchter Standorte und auf wechselfeuchten Standorten Röhrichte auf. Aufgrund der standörtlichen Vielfalt und der unterschiedlichen Entwicklungszeit sind diese Flächen sehr artenreich, mit mehreren wertgebenden Pflanzenarten wie *Centaureum pulchellum* (Kleines Tausendgüldenkraut).

### **Felswände und Verwitterungshalden**

Felswände und Verwitterungshalden sind weitgehend auf den Bereich des aktiven Abbaus beschränkt. Sie weisen aufgrund der Gesteinseigenschaften und des intensiven Abbaubetriebs überwiegend keine bzw. nur eine lückige Vegetation auf. So ist das Vorkommen einzelner, nicht biototypischer Pflanzenarten in den Felswänden auf den nordwestlichen Steinbruchteil beschränkt, in dem morphologisch härtere Kalkfelsen anstehen. Die Vegetation der Verwitterungshalden ist artenarm, aber charakteristisch. So treten auf den feingrusigen Zementmergelhalden *Poa compressa* und *Tussilago farfara* (Huflattich) auf, während in grobschuttigen bis blockigen Halden *Tussilago farfara* (Huflattich mit *Galeopsis angustifolia* (Schmalblättriger Hohlzahn) vergesellschaftet ist.

### **Steilwände**

Steilwände morphologisch weicher Gesteine sind im Bereich des Tertiärs vorhanden. Sie weisen aufgrund der extremen Standortsbedingungen einen lückigen Bewuchs mit wenigen Arten der Pionier- und Ruderalfluren und der Halbtrockenrasen wie *Tussilago farfara* (Huflattich), *Reseda lutea* (Wilde Reseda) und *Anthyllis vulneraria* (Wundklee). Bei geringerer Hangneigung schließen die Bestände dichter, wobei sich häufig *Calamagrostis epigejos* (Land-Reitgras) am Bestandsaufbau beteiligt. Am Hangfuß der Steilhänge treten Verzahnungen mit den Röhrichtern, Flutrasen und Ruderalfluren der wechselfeuchten Sohlenstandorte auf.

## Gewässer ausdauernd

Im gesamten Steinbruch sind kleinere, ausdauernde Stillgewässer vorhanden. Sie weisen je nach standörtlicher Bedingungen und Entwicklungszeit die Biotoptypen der offenen Wasserflächen, Tauch und Schwimmblattvegetation und Verlandungsbereiche mit Röhrichten und Weidengebüschen auf. Typische Arten sind *Typha latifolia* (Breitblättriger Rohrkolben), *Phalaris arundinacea* (Rohr-Glanzgras), *Salix purpurea* (Purpur-Weide) und im Stillgewässer im Tertiär *Chara spec.* (Arملهuchteralge). Als Besonderheit sind im Steinbruch zwei Sickerquellen mit initialen Kleinseggenröhrichten vorhanden.

## Gewässer ephemer

Im Bereich der wechselfeuchten Sohlenstandorte sind in kleinmorphologischen Tiefenstrukturen (z.B. Senken, Rinnen, Fahrspuren) ephemere Gewässer entwickelt. Diese weisen je nach Entwicklungszeit keine Vegetation, lückige Flutrasen, Röhrichte und Weidengebüsche mit typischen Arten wie *Juncus articulatus* (Glanzfrüchtige Binse), *Typha latifolia* (Breitblättriger Rohrkolben) und *Salix purpurea* (Purpur-Weide) auf.

## Steinbruchrand

Der Steinbruchrand ist ein Teillebensraum, der sich durch seine Länge, lineare Struktur und standörtliche Vielfalt auszeichnet. Entsprechend vielfältig ist hierdurch die Vegetationszusammensetzung. Eine zentrale Rolle für die sich einstellende Vegetation stellen die angrenzenden Kontaktgesellschaften dar. So treten im Tertiär mit seinen vollständig von Wald umgebenen und gut wasserversorgten Standorten artenreiche Schlagfluren auf, die neben typischen Schlagflurarten wie *Rubus idaeus* (Himbeere), Arten der Ruderalfluren, des Grünlands und der Wälder enthalten. Als weitere Vegetationseinheiten sind am Steinbruchrand Steinbruch mesophile, nitrophile und thermophile Säume und Magerrasen basenreicher Standorte vorhanden.

## Rekultivierte Bereiche

Rekultivierte Flächen sind aktuell in den zentralen, westlichen und südlichen Steinbruchteilen vorhanden. Sie umfassen die flächenmäßig dominierenden Biotoptypen des Grünlands und der Waldrekultivierungen. Das Grünland stellt sich dabei als Fettwiese mittlerer Standorte dar, die landwirtschaftlich genutzt wird. Sie ist mäßig artenreich und wird durch einen zentralen Gehölz- und Ackerstreifen strukturiert. Die Waldrekultivierungen umfassen Laubholz- und Nadelholzpflanzungen und die mittels Gehölzansaat entwickelten Bestände. Die Waldflächen sind im Bereich der strukturreichen Gehölzansaat und der lichten Kiefernwälder auf ehemaligen Magerrasenstandorten durch das Auftreten zahlreicher Arten der Magerrasen, Säume und des Grünlands artenreich entwickelt. Die Laub- und Nadelholzpflanzungen sind dagegen häufig aufgrund des dichten Kronenschlusses arten- und strukturarm.

Kleinflächig sind in den rekultivierten Bereichen noch weitere Grünland- und Gehölzbestände vorhanden. Artenreich mit zahlreichen wertgebenden Arten sind die Magerrasen basenreicher Standorte, die in den rekultivierten Bereichen vorhanden sind.

#### 5.1.1.2.2 Biotopstruktur Umfeld

Das Umfeld des Steinbruchs zeichnet sich durch eine Zweiteilung in land- und forstwirtschaftliche genutzte Flächen aus. Andere Nutzungs- und Biotoptypen sind nur kleinflächig vorhanden, spielen allerdings z.T. für die Biodiversität im Untersuchungsraum eine wichtige Rolle. Dies betrifft insbesondere die artenreichen Biotoptypen der Säume und Magerrasen. Die Landwirtschaftsfläche wird v.a. von intensiv genutzten und strukturarmen Ackerflächen dominiert, untergeordnet sind überwiegend intensiv genutzte Grünlandbereiche vorhanden. Die Waldbestände weisen eine der standörtlichen Vielfalt und Entwicklungszeit entsprechende große Spanne an Waldtypen auf, wobei buchendominierte Wälder bei insgesamt hohem Nadelbaumanteil dominieren. Je nach Bestandsalter, -dichte und Baumartenzusammensetzung sind die Wälder artenarm bis artenreich. Reste der Magerrasen basenreicher Standorte sind im südöstlichen und nordöstlichen Untersuchungsgebiet vorhanden. Diese Bereiche zeichnen sich durch das gehäufte Vorkommen von Feldhecken und -gehölzen, Gebüsch und Säumen als strukturreicher aus. Weitere Gehölze sind an den Verkehrswegen und Waldrändern konzentriert. Sehr artenreich sind die Saumgesellschaften entlang der Waldwege entwickelt.

Tab. 13: Flächenanteile der Biotoptypen des untersuchten Umfeldes im Untersuchungsjahr 2006.  
LfU-Nr. = Nummerierung der Biotoptypen nach LFU (2001).

Biotopengruppe	Flächenanteil (%)
Felsen	0,2
Landwirtschaftliche Nutzflächen (Äcker, Wiesen, Weiden)	37,2
Magerrasen basenreicher Standorte	1,6
Säume, Stauden- und Schlagfluren, Straßenbegleitflächen	3,1
Feldhecken und -gehölze, Gebüsche, Waldmäntel	1,2
Wald	52,9
Wege und Siedlungsflächen	3,8

#### 5.1.1.2.3 Artenzahlen und Zahl gefährdeter Arten

Im Steinbruch waren 2006 368 Arten nachgewiesen worden, in seinem Umfeld 444 Arten. Damit erreicht der Steinbruch 82,9 % der Artenzahl des Umfeldes.

2006 waren im Steinbruch 11 gefährdete Pflanzenarten nach Roter Liste Deutschland bzw. Baden-Württemberg nachgewiesen worden, in seinem Umfeld 27 gefährdete Arten. Das entspricht im Steinbruch 3,0 % der Steinbrucharten und im Umfeld 6,1 % der Umfeldarten.

Tab. 14: Gesamtartenzahlen und Zahl der gefährdeten Pflanzenarten im Steinbruch und seinem Umfeld im Untersuchungsjahr 2006.

	Steinbruch	Umfeld
Gesamtartenzahl der Pflanzen	368	444
Gefährdete Pflanzenarten	11	27
Anteil gefährdeter Pflanzenarten an der Gesamtartenzahl	3,0 %	6,1 %

## 5.1.2 Avifauna

### Untersuchungsmethodik

In den Jahren 2005 und 2006 erfolgten in den Monaten März bis Juli insgesamt 10 Begehungen des Steinbruchareals und des direkten Umfeldes (500 Meter Radius um die bestehende Steinbruchgrenze). Im März und im Juli erfolgte eine Nachtbegehung zur Erfassung der Eulen. Zur Begehung des gesamten Areals musste die Erfassung auf zwei Untersuchungstage zu 7 Stunden aufgeteilt werden. Die Kartierung der Eulen erfolgte mit Hilfe von Klangattrappen. Das Gesamtareal wurde so begangen, dass es flächig verhört werden konnte (komplexe Linientaxierung).

Erfasst wurden alle Vogelarten durch Sichtbeobachtung und Registrierung der Rufe und Gesänge. Die Daten werden in Form einer Gesamtartenliste zusammengestellt.

#### 5.1.2.1 Untersuchungsergebnisse

Die folgende Artenliste (vgl. Tab. 15) umfasst alle im Zeitraum von 2005 bis 2006 im Untersuchungsgebiet beobachteten Vogelarten.

#### Erklärung der Abkürzungen:

**Untersuchungsgebiet:** St = Steinbruch, Uf = Umfeld, ! = Verbreitungsschwerpunkt.

**Status:** B = Brutvogel, N = Nahrungsgast, D = Durchzügler.

**Biotope:** Ack = Acker, Feld, Bhöhl = Baumhöhle, Erdhöhl = Erdhöhle, Fgh = Feldgehölz, Fw = Felswand, Geb = Gebäude, Gb = Gebüsch, offGel = offenes Gelände, Owi = Obstbaumwiese, Rfl = Ruderalflur, Trh = Trockenhang, Wa = Wasser (Absatzbecken, temporäre Kleingewässer im Tertiär, alter Tümpel), Wi = Wiese, Weiden, Halbtrockenrasen, Wld = Wald (Waldmeister-Buchenwald), Wldr = Waldrand.

**Gefährdungsgrad:** nach Rote Liste Baden-Württemberg (=RL BW; 4. Fassung, Stand 31.12.1995, HÖLZINGER et al. 1996), Rote Liste für die BRD (= RL BRD; 3. Fassung, Bearbeitungsstand 1999, BAUER et al. 2002) und der EG Vogelschutzrichtlinie (= EG V; 79/409/EWG; Anhang I, SSYMANK et al. 1998).

Kategorien:

0: Ausgestorben oder verschollen (Bestand erloschen)

1: Vom Aussterben bedroht (Bestand vom Erlöschen bedroht)

2: Stark gefährdet

3: Gefährdet

4 Potentiell gefährdet

5 Schonungsbedürftige Arten

R: Arten mit geographischer Restriktion

V: Arten der Vorwarnliste

g: geschützt nach Anhang 1 EG Vogelschutzrichtlinie.

Tab. 15: Kommentierte Gesamtartenliste der Vogelarten im Steinbruch Vohenbronnen und seinem Umfeld im Untersuchungsjahr 2006.

Vogelart	Untersuchungsgebiet		Status	Biotope	Gefährdungsgrad		VRL
	Steinbruch	Umfeld			RL BW	RL D	
Amsel	X	X	B	Wld, Wldr, Gb	-	-	
Bachstelze	X	X	B	Ack, Wa	-	-	
Baumpieper	X	X	B, N	Rfl, Gb, Trh, Wldr	3	-	
Blaumeise	X	X	B	Wld, Wldr, Gb, Bhöhl	-	-	
Bluthänfling		X	B	offGle, Rfl, Gb	-	-	
Buchfink	X	X	B	Wld, Wldr, Fgh, Owi, Gb	-	-	
Buntspecht	X	X	B	Wld, Wldr	-	-	
Braunkehlchen	X		B	Wi	2	3	
Dorngrasmücke	X	X	B, N	offGel, Rfl, Gb	3	V	
Eichelhäher	X	X	B	Wldr	-	-	
Elster	X	X	B	Gb, Rfl, Ack, Owi	-	-	
Feldlerche	X	X	B	Rfl, Trh, Owi, Ack	5	V	
Feldschwirl	X		B, N	Rfl, Gb, Wldr	3	-	
Feldsperling	X	X	B	Bhöhl, Gb, Owi	-	V	
Fitis	X	X	B	Wldr, Gb	5	-	
Flußregenpfeifer	X		B	Wa	3	-	
Gartengrasmücke	X	X	B	Wldr, Fgh, Gb	-	-	
Gartenrotschwanz		X	B	Fw, Bhöhl	3	V	
Gimpel	X	X	N	Wld, Wldr, Fgh, Gb, Owi	-	-	
Goldammer	X	X	B	Rfl, Gb, Owi	-	-	
Graureiher	X	X	N	Wa	5	-	
Grünfink	X	X	B, N	Gb, Fgh	-	-	
Haubenmeise	X	X	B	Wld	-	-	

Vogelart	Untersuchungsgebiet		Status	Biotope	Gefährdungsgrad		VRL
	Steinbruch	Umfeld			RL BW	RL D	
Hausrotschwanz	X		B, N	Rfl, offGel, Geb	-	-	
Haustaube	X	X	N	Ack, offGel	-	-	
Heckenbraunelle	X!	X	B	Gb, Owi, Rfl	-	-	
Kernbeißer		X	B	Wld, Wldr, Owi	-	-	
Kleiber	X	X	B	Wld, Wldr	-	-	
Kohlmeise	X	X	B	Wld, Wldr, Gb, Bhöhl	-	-	
Kolkrabe	X		N	Fw, Wi	3	-	
Kuckuck	X	X	B	Wld, Wldr, Owi, Gb	5	V	
Lachmöwe	X		N	Wa, Ack	-	-	
Mauersegler	X	X	N	gesamter Luftraum	-	-	
Mäusebussard	X	X	B	gesamter Luftraum	-	-	
Mehlschwalbe	X	X	N	gesamter Luftraum	-	-	
Mönchsgrasmücke	X	X	B	Gb, Wldr, Rfl	-	-	
Neuntöter	X	X	B	Rfl, Gb, Wi, Owi	3	V	I
Rabenkrähe	X	X	B	Wld, Wldr, Owi	-	-	
Rauchschwalbe	X	X	N	gesamter Luftraum	-	V	
Ringeltaube	X	X	N,B	Ack, Rfl, Gb, Owi, Wldr	-	-	
Rotkehlchen	X	X	B	Gb, Owi, Wldr, Fw	-	-	
Rotmilan	X	X	N,B	Wldr, offGel, Owi	3	-	I
Saatkrähe	X	X	D	Ack, Gb, Owi	5	3	
Schafstelze	X	X	D, N	Ack, Wi, Wa	2	V	
Schleiereule	X	X	N	Ack, Wi, Wa	5		
Schwanzmeise	X	X	D, N	Wld, Wldr, Gb	-	-	
Schwarzspecht		X	B	Wld	5	-	I
Singdrossel	X	X	B	Wldr, Gb	-	-	
Sommersgoldhähnchen	X	X	B	Wld			
Sperber	X	X	N	Wld, Wldr, Owi, Gb	5	-	
Star	X	X	B,D	Bhöhl, Erdhöhl, Geb	-	-	
Steinschmätzer	X	X	B, N	Rfl, Gb, Fw	1	V	
Stieglitz	X	X	B	Owi, Rfl, Gb	-	-	
Stockente	X	X	N	Wa	-	-	
Sumpfmeise	X	X	D, N	Wld, Wldr	-	-	
Sumpfrohrsänger	X		B	Wa	-	-	
Teichrohrsänger	X		D	Wa	5	-	
Trauerschnäpper	X	X	B	Wldr, Wld	-	-	
Turmfalke	X	X	B, N	Fw, Wldr, Ack	-	-	
Uhu	X	X	N	Fw	1	3	I
Waldbaumläufer	X	X	B	Wld, Wldr	-	-	
Waldkauz		X	B	Fw, Wldr, Bhöhl	-	-	
Waldohreule		X	N	Wld, Wldr	-	-	

Vogelart	Untersuchungsgebiet		Status	Biotope	Gefährdungsgrad		VRL
	Steinbruch	Umfeld			RL BW	RL D	
Wanderfalke	X	X	N	Rfl, Owi, Fw, Ack, Wldr	2	3	I
Wintergoldhähnchen	X	X	B	Wld, Wldr	-	-	
Zaunkönig	X	X	B	Rfl, Gb, Wldr	-	-	
Zilpzalp	X	X	B	Gb, Fgh, Wldr	-	-	
<b>Gesamt</b>	<b>55</b>	<b>60</b>			<b>22</b>	<b>14</b>	<b>5</b>

Im Steinbruch Vohenbronnen und seiner Umgebung wurden im Untersuchungszeitraum 67 Vogelarten beobachtet. Davon brüten 48 (72 %) Arten innerhalb des Abbauareals oder seinem Umfeld. Weitere 26 (39 %) Vogelarten nutzen Steinbruch und/oder Umfeld während der Brutzeit regelmäßig zur Nahrungssuche. Während der Zugzeit rasten 6 (9 %) Arten im Untersuchungsgebiet.

Im Steinbruch konnten insgesamt 55 Vogelarten nachgewiesen werden, davon 43 Brutvögel, 15 Nahrungsgäste und 6 Durchzügler (die gegenüber der Gesamtartenzahl im Steinbruch erhöhte Gesamtzahl resultiert aus Doppelnutzungen des Steinbruchs durch einzelne Vogelarten). Im Umfeld wurden 60 Arten nachgewiesen, darunter 38 Brutvögel, 24 Nahrungsgäste und 2 Durchzügler.

Im Steinbruch leben überwiegend Vogelarten der offenen und halboffenen Kulturlandschaft (z.B. Dorngrasmücke, Feldschwirl, Gartengrasmücke, Goldammer, Braunkehlchen, Neuntöter), die mehr oder weniger stark an Gehölzstrukturen (Feldhecken, Feldgehölze, Baumgruppen und Einzelbäume) gebunden sind. Typische Waldarten (z.B. Kernbeißer, Schwarzspecht, Waldlaubsänger) sind nur in den Randbereichen des Untersuchungsgebietes in den angrenzenden Buchenwäldern zu beobachten. Im Bereich der offenen Schotterflächen und Geröllhalden brüten der Steinschmätzer (2-3 Brutpaare) und der Flussregenpfeifer (4-5 Brutpaare). Der Baumpieper (4-5 Brutpaare) profitiert von der abwechslungsreichen Morphologie des Steinbruchareals.

Insgesamt werden 22 (33 %) der beobachteten Vogelarten in den Roten Listen von Deutschland und Baden-Württemberg geführt. Im Anhang I der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG) werden 5 (8 %) Vogelarten genannt.

### 5.1.2.2 Ökologie und Verbreitung ausgewählter Vogelarten

In der folgenden Tab. 16 werden die Habitatansprüche der in den Roten Listen von Baden-Württemberg und Deutschland aufgeführten Brutvogelarten und weiterer -unter naturschutzfachlichen Gesichtspunkten bemerkenswerten- Vogelarten aus dem Untersuchungsgebiet kurz charakterisiert. Die Angaben richten sich nach: BEZZEL (1985; 1993), HÖLZINGER (1997;

1999), HÖLZINGER & BOSCHERT (2001), HÖLZINGER & MAHLER (2002) und GLUTZ v. BLOTZHEIM (1966-1991).

Tab. 16: Habitatansprüche und Verbreitung ausgewählter Brutvogelarten und Nahrungsgäste im Steinbruch Vohenbronnen. Die Arten sind alphabetisch geordnet; Abkürzungen: bes. = besonders, od. = oder, Pf. = Pflanzen, Deck. = Deckung, Gew. = Gewässer, Geb. = Gebüsch, Veg. = Vegetation, Mw = Mittelwert, Rev. = Revier, u. = und.

Vogelart	Habitat	Neststandorte	Brutperiode
Baumpieper	Halboffenes u. offenes Gelände mit hohen Singwarten; gut ausgebildete u. reich strukturierte Krautschicht	Am Boden mit Sichtschutz nach oben z.B. unter Grasbulden, Zwergsträuchern, Farnen	April bis August; 1 - 2 Jahresbruten
Dorngrasmücke	Halboffene bis offene Landschaft mit kleinflächig eingestreuten Gehölz-Komplexen; junge Stadien der Waldsukzession; junge Brachflächen	In niedrigen Stauden und Dornensträuchern u. -hecken, oft in Brenneseln oder Brombeeren	April bis August; 1 Jahresbrut, Ersatzgelege bei Verlust möglich
Feldlerche	Offenes Gelände mit weitgehend freiem Horizont auf trockenen bis wechselfeuchten Böden; Grünland, Ackerflächen	Am Boden; optimal in Veg. mit Höhe zwischen 15 u. 25 cm u. Bodendeckung 20 - 50 %	April bis Juli; häufig 2 Jahresbruten; Zweitbruten oft geschachtet; Nachgelege möglich
Feldschwirl	Offenes Gelände mit mind. 20 - 30 cm hoher, dichter Krautschicht u. höheren Warten (Sträucher, kleine Bäume etc.); verkrautete Waldränder; Kahlschläge	Am Boden; unter od. zwischen Gras- u. Seggenhorsten, Stauden etc.; selten 30 - 90 cm über dem Boden	Mai bis Juli; Zweitbruten selten
Feldsperling	In der offenen Kulturlandschaft werden unterschiedliche Habitate besiedelt	Natürlicherweise in Baumhöhlen, aber auch in Löß- und Kieswandrücken; künstliche Nisthöhlen	April bis August; 1-2 Jahresbruten
Fitis	Lichte, aufgelockerte Waldbestände mit üppiger Strauchschicht; Waldränder; durchsonnte Gebüsche; selten in Baumbeständen mit dichtem Kronenschluss	Meist auf dem Boden im dichten Bewuchs mit etwas freiem Raum vor dem Nesteingang	Mai bis Juli; 1 Jahresbrut; Nachgelege möglich
Flußregenpfeifer	Offene Kies- und Schotterflächen mit Wasserstellen; Getreide u. Maisfelder; Ruderalflächen	Bevorzugt auf kiesigem od. grobkörnigem Untergrund; veg.-arme leicht erhöhte Stellen	Mai bis Juli; Zweitbruten möglich
Gartenrotschwanz	In lichten und aufgelockerten Altholzbeständen; Obst- und Hausgärten; Feldgehölze; Baumgruppen und Einzelbäume	Vielzahl verschiedener Nischen und (Halb-)Höhlen; niedrige Standorte werden bevorzugt; künstliche Nisthilfen	Mai bis Mitte Juli; normalerweise eine Jahresbrut; Ersatz- u. Zweitbruten möglich

Vogelart	Habitat	Neststandorte	Brutperiode
Goldammer	Offene u. halboffene abwechslungsreiche Landschaften mit Büschen, Hecken und Gehölzen; viele Randlinien wichtig; Kahlschläge, Kulturen; Feldflur	Auf dem Boden in Veg. versteckt; vorzugsweise an Böschungen unter od. an Grasbulten; auch in niedrigen Büschen (meist < 1 m)	Mitte April bis Juli; 2 (- 3) Jahresbruten;
Kuckuck	Wälder, Gehölze, Schluten, Schilfflächen	Eier in die Nester anderer Brutvogelarten (Brutparasitismus); 107 europ. Wirtsvogelarten (bes. Bachstelze, Haus- u. Gartenrotschwanz, Teichrohrsänger, Neuntöter)	Mai bis Juli
Mäusebussard	Abwechslungsreiche Landschaften; offene Flächen als Jagdgebiet; Wiesenflächen bevorzugt, da hier reichlich Kleinsäuger	Randbereiche größerer geschlossener Baumbestände; auch in kleineren Gehölzen u. Einzelbäumen; > 18,3 m Bodenhöhe (Mw)	Mitte März bis Mitte Juli; 1 Jahresbrut; Ersatzgelege möglich
Neuntöter	Halboffene Landschaft mit Hecken, Gebüsch u. Feldgehölzen; Kulturen u. Dickungen in Wäldern	Abhängig vom Gehölzangebot; < 0,5 bis > 5 m (Mw = 0,5 - 1,5 m) über Boden	Ende Mai bis Anfang Juli; 1 Jahresbrut; bis zu 3 (4) Ersatzbruten meist im selben Rev.
Rotmilan	Reich gegliederte Landschaften mit Wald	Nest in lichten Altholzbeständen (z.B. Feldgehölze)	April bis Juni; 1 Jahresbrut
Schwarzspecht	Große Wälder mit Altholzbeständen; Altholzinseln ausreichend; freier Anflug der Höhlenbäume wichtig	Für Brut- und Schlafhöhlen mind. 4 - 10 m astfreie u. > 35 cm dicke, glattrindige Stämme; Höhe der Höhle 5 - 18 m	April bis Juni; 1 Jahresbrut; bei Gelegeverlust 1 - 2 Ersatzgelege
Sperber	Abwechslungsreich gegliederte Landschaften mit Wäldern und strukturreichen Freiflächen	Fichten- und Kiefernstangegehölze; seltener in älteren Mischbeständen; nur ausnahmsweise in reinen Laubwäldern; > 6 m Bodenhöhe	Ende April bis Juli; 1 Jahresbrut; Ersatzgelege nicht die Regel
Steinschmätzer	Offenes, trockenes, vegetationsarmes und steinigtes Gelände;	In Höhlungen und Spalten von Felsen, Steinbrüchen, Kies- u. Sandgruben, Steinmauern, Betonröhren und Steinhäufen; Höhlungen von Baumstümpfen und Holzstapeln; selten auch Erdhöhlen	April bis Juli; 1-2 Jahresbruten; Ersatzgelege nicht selten

Vogelart	Habitat	Neststandorte	Brutperiode
Teichrohrsänger	Bindung an vertikale Strukturelemente des Röhrichts (vor allem Schilf); hohe Halmdichte (> 200 - 300 Halme/m <sup>2</sup> ) bevorzugt; Halmabstand <12 cm; Halmstärke 4 - 9 mm; Altschilfbestände deutlich bevorzugt; auch Gebüsche u. Hochstauden werden besiedelt	Senkrechte Pflanzenstängel; 60 - 80(99) cm über dem Boden od. Frühjahrswasserspiegel	Ende Mai bis Juli; Anzahl von Zweitbruten je nach Population unterschiedlich; Nachgelege möglich
Turmfalke	Jagdgebiet freie Flächen mit niedriger od. lückiger Veg.; Wiesenflächen	Kunstabauten, Bäume; Baumnester von Raben- u. Greifvögeln, Tauben u. Eichhörnchen	April bis Juli; 1 Jahresbrut (Zweitbrut wohl möglich); Nachgelege nicht selten
Uhu	Reich gegliederte Landschaften, die auch im Winter genug Nahrung bieten.	Felswände oder schütter bewachsene Steilhänge, vor allem mit schmalen Felsbändern mit freiem Anflug.	März bis Juli; 1 Jahresbrut
Waldkauz	Wälder mit größeren Altholzbeständen; reichstrukturierte Landschaft;	Vielseitig; bevorzugt Baumhöhlen in beliebiger Höhe; Höhlen in Gebäuden; gelegentlich alte Greifvogel- u. Krähenhorste	März bis Juni; 1 Jahresbrut; Nachgelege relativ selten
Waldohreule	Offenes Gelände zur Jagd; Waldränder u. Feldgehölze zur Brut	Hauptsächlich in Nestern von Rabenkrähe, Elster und Greifvogelhorsten; 5 - 30 m über Grund; keine Nestbauhandlung	März bis Juni; 1 Jahresbrut; bei frühem Verlust bis 2 Nachgelege möglich

### 5.1.3 Tagfalter und Widderchen

#### 5.1.3.1 Methode

Die Tagfalter- und Widderchenfauna (Papilionoidea, Hesperioidea und die tagaktiven Zygaenoidea) wurde im Rahmen von fünf Begehungen im Frühjahr, Hochsommer und Spätsommer 2005 und 2006 untersucht. Die Erfassung erfolgt entsprechend der einschlägigen fachlichen Standards während geeigneter, warmer und sonniger Witterung in Form der Linientaxierung mit Beobachtung des Gesamtgebiets. Die Determination erfolgte meistens durch Sichtbeobachtung von Imagines, die, wenn Unsicherheit hinsichtlich der Artzugehörigkeit bestand, zunächst mit dem Netz gefangen und nach der Bestimmung wieder in die Freiheit entlassen wurden. Ergänzend wurden Präimaginalstadien miterfasst. Bei dem Artenpaar *Leptidea reali* (Real's Schmalflügel-Weißling) und *Leptidea sinapis* (Tintenfleck-Weißling) wurde auf eine nur durch Genitaluntersuchung mögliche Artbestimmung verzichtet, da artspezifische Unter-

schiede ihrer Biologie und Ökologie nicht bekannt sind und auch kein Unterschied in der naturschutzfachlichen Wertigkeit besteht.

Die Nomenklatur folgt EBERT & RENNWALD (1991a und b), die Rote Liste-Einstufung EBERT et al. (2005).

### 5.1.3.2 Untersuchungsergebnisse

Im Rahmen der Tagfaltererhebungen 2005 und 2006 konnten im Steinbruch und seinem Umfeld insgesamt 46 Tagfalterarten registriert werden (vgl. Tab. 17). Davon kamen 39 Arten im Steinbruch vor und 33 Arten in seinem Umfeld. In der regionalen Roten Liste für die Schwäbische Alb werden zwei Arten als gefährdet (RL 3) geführt (EBERT et al. 2005). Zahn Arten sind in der Vorwarnliste geführt. Landesweit gelten sieben der nachgewiesenen Arten als gefährdet, 14 finden sich in der Vorwarnliste. Nach der Roten Liste für die Bundesrepublik Deutschland (PRETSCHER 1998) ist *Melitaea didyma* (Roter Scheckenfalter) als stark gefährdet eingestuft, neun Arten als gefährdet. Acht Arten werden auf der Vorwarnliste geführt.

Tab. 17: Im Steinbruch und seinem Umfeld im Untersuchungsjahr 2006 nachgewiesenen Tagfalterarten und Widderchen. Rote Liste: Alb = Schwäbische Alb, BW = Baden-Württemberg, D = Deutschland, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Art der Vorwarnliste.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Untersuchungsgebiet		Rote Liste		
		Steinbruch	Umfeld	Alb	BW	D
<i>Anthocharis cardamines</i>	Aurorafalter	X				
<i>Aphantopus hyperantus</i>	Schornsteinfeger	X	X			
<i>Araschnia levana</i>	Landkärtchen	X	X			
<i>Argynnis adippe</i>	Feuriger Perlmutterfalter	X		V	3	3
<i>Argynnis paphia</i>	Kaisermantel	X	X			
<i>Coenonympha arcania</i>	Weißbindiges Wiesenvögelchen	X	X		V	V
<i>Coenonympha glycerion</i>	Rotbraunes Wiesenvögelchen	X	X	V	3	3
<i>Coenonympha pamphilus</i>	Kleiner Heufalter	X	X			
<i>Colias australis</i>	Hufeisenklee-Gelbling	X		V	V	V
<i>Colias hyale</i>	Weißklee-Gelbling	X	X	V	V	
<i>Cupido minimus</i>	Zwerg-Bläuling	X			V	V
<i>Erebia aethiops</i>	Graubindiger Mohrenfalter	X	X		3	3
<i>Erebia ligea</i>	Weißbindiger Mohrenfalter	X			V	V
<i>Erebia medusa</i>	Rundaugen-Mohrenfalter	X	X		V	V
<i>Gonepteryx rhamni</i>	Zitronenfalter	X	X			
<i>Hamearis lucina</i>	Schlüsselblumen-Würfelfalter	X		V	3	3
<i>Inachis io</i>	Tagpfauenauge	X	X			
<i>Issoria lathonia</i>	Kleiner Perlmutterfalter		X	V	V	

Leptidea reali/sinapis	Real's Schmalflügel- / Tintenfleck-Weißling	X	X	V	V	V
Limenitis camilla	Kleiner Eisvogel		X		V	3
Lysandra coridon	Silbergrüner Bläuling	X	X		V	
Maniola jurtina	Großes Ochsenauge	X	X			
Melanargia galathea	Schachbrett	X	X			
Melitaea didyma	Roter Scheckenfalter	X		3	3	2
Mellicta britomartis	Östlicher Scheckenfalter	X		V	3	3
Nymphalis urticae	Kleiner Fuchs	X	X			
Nymphalis c-album	C-Falter		X			
Ochlodes sylvanus	Rostfarbiger Dickkopffalter	X	X			
Papilio machaon	Schwabenschwanz	X	X			
Pararge aegeria	Waldbrettspiel	X	X			
Pieris brassicae	Großer Kohlweißling	X	X			
Pieris napi	Grünader-Weißling	X	X			
Pieris rapae	Kleiner Kohlweißling	X	X			
Plebejus argus	Argus-Bläuling	X		V	V	3
Polyommatus bellargus	Himmelblauer Bläuling	X			3	3
Polyommatus icarus	Hauhechel-Bläuling	X	X			
Polyommatus semiargus	Rotklee-Bläuling	X		V	V	V
Thymelicus lineolus	Schwarzkolbiger Dickkopffalter	X	X			
Thymelicus sylvestris	Braunkolbiger Dickkopffalter	X	X			
Vanessa atalanta	Admiral	X	X			
Vanessa cardui	Distelfalter	X	X			
Zygaena spec.	Widderchen	X				
Zygaena ephialtes	Veränderliches Widderchen		X	3	V	3
Zygaena filipendulae	Sechsfleck-Widderchen		X			
Zygaena lonicerae	Klee-Widderchen		X		V	V
<b>Gesamt</b>	<b>46</b>	<b>39</b>	<b>33</b>	<b>12</b>	<b>21</b>	<b>18</b>

#### 5.1.4 Amphibien und Libellen

Die Erfassung dieser beiden Artengruppen erfolgte innerhalb des Pilotprojekts über die Diplomarbeit „Populationsökologische Untersuchungen der Amphibien und Libellen im Steinbruch Vohenbronnen und der Umgebung“ (WALDI 2006).

##### 5.1.4.1 Erfassungszeitraum und -methodik

Die Untersuchungen im Gebiet des Steinbruchs Vohenbronnen und der weiteren Umgebung fanden in der Zeit von März bis Juli 2006 statt. Es wurden alle Stillgewässer im Umkreis von ca. 2 km um den Steinbruch Vohenbronnen mit untersucht.

## **Amphibien**

Amphibien-Exkursionen zu allen Tages- und Nachtzeiten wurden mit dem Ziel durchgeführt, Angaben über Populationsstärken, die Anzahl rufender Männchen, die Anzahl sich paarender Tiere im Wasser, über Laichplatzwanderungen und abgelegte Laichschnüre bzw. Laichballen zu treffen. An insgesamt 53 Tagen fanden Begehungen mit einer durchschnittlichen Dauer von 4 h statt.

## **Libellen**

Die Erfassung der Libellen im Untersuchungsgebiet erfolgte, bedingt durch den begrenzten zeitlichen Rahmen einer Diplomarbeit, in der Zeit von Ende März bis Mitte Juli 2006. Jahreszeitlich spät auftretende Arten, wie z.B. die Heidelibellen (*Sympetrum* sp.), konnten so nur lückenhaft erfasst werden. Die Gewässer wurden hauptsächlich an sonnigen bzw. regenfreien Tagen besucht. Über das Beobachten von Imagines am Gewässer und dem Umfeld, Einfangen von Imagines, Aufsammeln von Exuvien und Zählen von Larven im Brutgewässer fand die Artenerfassung statt und konnten Angaben zu Bodenständigkeit und Redundanzen erfolgen. Die Auswertung der Häufigkeit bzw. Verteilung der Libellenarten erfolgte nach dem Schlüssel der Schutzgemeinschaft Libellen Baden-Württemberg (STERNBERG & BRUCHWALD 1999).

## **Gewässerparameter**

Da viele Libellenarten sich nur in ganz bestimmten Gewässertypen entwickeln können und auch Amphibienarten bestimmte Gewässertypen bevorzugen, ist es notwendig, die verschiedenen Parameter möglichst genau zu untersuchen. Außerdem spielt die Vegetation eine wichtige Rolle bei der Habitatwahl der Libellen, da sie wichtige Funktionen erfüllt (z. B. Eiablagesubstrat). Bei der Bestimmung der einzelnen Gewässercharakteristika wurden physikalische und chemische Eigenschaften (z. B. Temperatur, pH-Wert, Sauerstoffsättigung, Stickstoff, Phosphor) und biologische Gewässerparameter (unterschiedliche Pflanzen- und Tierarten) berücksichtigt.

### **5.1.4.2 Untersuchte Gewässer**

Auf der Fläche des Steinbruchs Vohenbronnen wurden insgesamt neun perennierende Gewässer und drei temporäre Kleinstgewässer untersucht, im Umfeld wurden vier Gewässer untersucht (vgl. Abb. 6 und Abb. 7).



Abb. 6: Überblick der untersuchten Gewässer im Untersuchungsgebiet nach WALDI (2006).

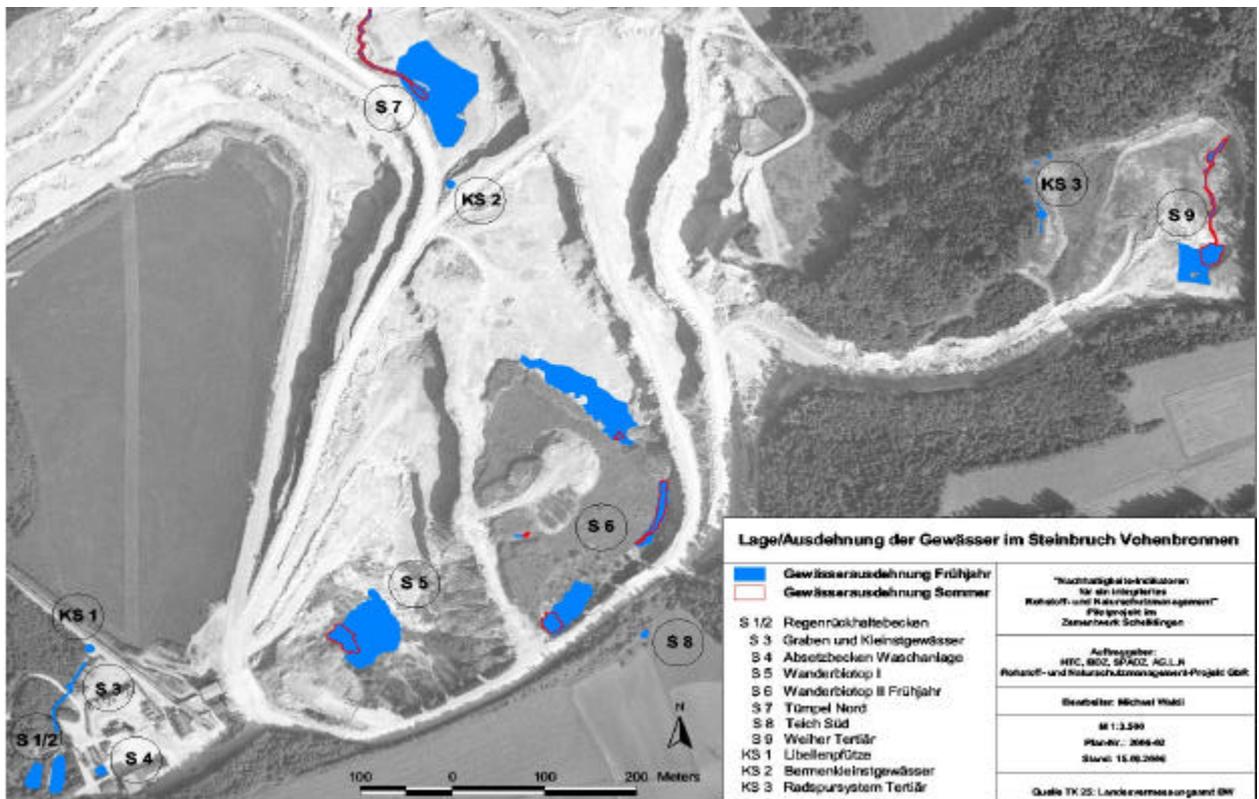


Abb. 7: Lage und Ausdehnung der Gewässer im Steinbruch Vohenbronnen nach WALDI (2006).

### 5.1.4.3 Untersuchungsergebnisse

#### 5.1.4.3.1 Amphibien

Die im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Amphibienarten sind in Tab. 18 und Tab. 19 aufgeführt.

Insgesamt wurden im Rahmen der Untersuchung 9 Amphibienarten nachgewiesen, wobei in den Gewässern des Steinbruchs alle 9 Arten vorkommen, im Umfeld 5 Arten.

Aufgrund der schwierigen Verwandtschaftsverhältnisse und der Hybridisierung zwischen Seefrosch (*Rana ridibunda*), Kleiner Wasserfrosch/Grünfrosch (*Rana lessonae*) und der Hybridform Teichfrosch (*Rana kl. esculenta*) werden diese Arten gemeinsam behandelt. Es ist anzunehmen dass der Seefrosch in den Gewässern des Steinbruchs Vohenbronnen nicht vorkommt. Daher wurden im Rahmen der Diplomarbeit die beiden „Arten“ Kleiner Grünfrosch und Teichfrosch als „Wasserfrosch“ aufgenommen.

Gerade für Arten, die eine Habitatpräferenz für offene, vegetationsarme Flächen haben wie Kreuzkröte und Gelbbauchunke bietet der Steinbruch einen optimalen Lebensraum. Diese Arten wurden nur hier nachgewiesen, wobei insbesondere die Kreuzkröte ein durch hohe Abundanzen charakterisiertes Vorkommen im Steinbruch aufweist.

Tab. 18: An den einzelnen Gewässern im Untersuchungsgebiet nachgewiesene Amphibienarten mit Angaben zur Reproduktion (X = geschlechtsreife Tiere, x = Jungtiere) nach WALDI (2006).

	Grasfrosch <i>Rana temporaria</i>	"Wasserfrosch" <i>Rana lessonae</i> / <i>kl. esculenta</i>	Laubfrosch <i>Hyla arborea</i>	Erdkröte <i>Bufo bufo</i>	Kreuzkröte <i>Bufo calamita</i>	Gelbbauchunke <i>Bombina variegata</i>	Bergmolch <i>Triturus alpestris</i>	Fadenmolch <i>Triturus helveticus</i>	Teichmolch <i>Triturus vulgaris</i>
RRB West (S 1)		X, x	X	X			X		
RRB Ost (S 2)		X		X					
Grabensystem und Kleinstgewässer nördl. RRB (S 3)		X					X		
Absetzbecken der Waschanlage (S 4)		X, x	X	X			X		
Wanderbiotop I (S 5)		x			X		X	X	
Wanderbiotop II (S 6)		x			X		X		
Tümpel Nord (S 7)					X			X	
Teich Süd (S 8)		X					X	X	
Weißer im Tertiär (S 9)	X	X, x	X	X	x		X	X	X
Lilienpfütze (KS 1)		x			X	X	X		
Bermenkleinstgewässer (KS 2)		x			x		X		
Radspursystem Tertiär (KS 3)		x					X		
Waldweiher (U 1)				X				X	X
Hütle Sotzenhausen (U 2)									
Angelegte Teiche süd. Pappelau (U 3)	X								
Quellen südwestl. Ringingen (U 4)							X		
Gewässer	2	11	3	5	6	1	11	5	2
Häufigkeit [%]	12,5	68,75	18,75	31,25	37,5	6,25	68,75	31,25	12,5

Von den neun nachgewiesenen Amphibienarten sind nach Roter Liste Baden-Württemberg drei Arten stark gefährdet und drei Arten auf der Vorwarnliste geführt. Nach der Roter Liste Deutschland sind zwei Arten als stark gefährdet und eine Art als gefährdet eingestuft. Eine Art ist auf der Vorwarnliste geführt. Aufgrund der schwierigen Trennung des Wasserfrosch-Komplexes ist hier eine genaue Gefährdungseinstufung nicht möglich.

Aus den Untersuchungsergebnissen wird deutlich, dass dem Steinbruch insbesondere eine große Bedeutung für die Erhaltung der stark gefährdeten Amphibienarten Laubfrosch, Kreuzkröte und Gelbbauchunke zukommt.

Tab. 19: Nachgewiesene Amphibienarten mit Angaben zur Einstufung nach Rote Liste BW und BRD. 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, G = Gefährdung anzunehmen, V = Art der Vorwarnliste, D = Datengrundlage unbekannt.

Wiss. Name	Artnamen	RL Ba-Wü	RL BRD
<i>Bufo calamita</i>	Kreuzkröte	2	3
<i>Bufo bufo</i>	Erdkröte	V	-
<i>Hyla aborea</i>	Laubfrosch	2	2
<i>Bombina variegata</i>	Gelbbauchunke	2	2
<i>Triturus helveticus</i>	Fadenmolch	-	-
<i>Triturus vulgaris</i>	Teichmolch	V	-
<i>Triturus alpestris</i>	Bergmolch	-	-
<i>Rana temporaria</i>	Grasfrosch	V	V
<i>Rana kl. esculenta</i>	Teichfrosch	D	-
<i>Rana lessonae</i>	Kleiner Wasserfrosch	G	G

#### 5.1.4.3.2 Libellen

Die im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Libellenarten sind in Tab. 20 und Tab. 21 aufgelistet. Insgesamt wurden im Rahmen der Untersuchung 14 Libellenarten nachgewiesen, von denen 8 Arten als bodenständig eingestuft wurden und zwei Arten der Nachweis unsicher ist. Von den 14 Arten sind in den Gewässern des Steinbruchs 11 Arten nachgewiesen worden, im Umfeld 3 Arten. Die drei Arten Torf-Mosaikjungfer (*Aeshna juncea*) Frühe Heide-libelle (*Sympetrum fonscolombe*) und Kleiner Blaupfeil (*Orthetrum coerulescens*) sind auf der Roten Liste Schwäbische Alb, Baden-Württemberg und Deutschland geführt. Dazu kommen die beiden unsicheren Arten Kleine Pechlibelle (*Ischnura pumilio*) und Großes Granatauge (*Erythromma najas*). Auch bei den Libellen sind die gefährdeten Arten in ihrem Vorkommen innerhalb des Untersuchungsgebiets auf den Steinbruch beschränkt.

Tab. 20: An den einzelnen Gewässern im Untersuchungsgebiet nachgewiesene Libellenarten mit Angaben zur Häufigkeitsverteilung nach WALDI (2006).

	RRB (S 1)	RRB (S 2)	Graben und Kleinstgewässer nördl. RRB (S 3)	Absetzbecken Waschanlage (S4)	Wanderbiotop I (S 5)	Wanderbiotop II (S 6)	Tümpel Nord (S 7)	Teich Süd (S 8)	Weiher im Tertiär (S 9)	Libellenpfütze (KS 1)	Bemenkleinstgewässer (KS 2)	Radspursystem Tertiär (KS 3)	Waldweiher (U 1)	Hütle Sotzenhausen (U 2)	Teiche südlich Pappelau (U 3)	Quellen süd. Ringingen (U 4)
Kleinlibellen Zygotera	Weidenjungfer	?							I							
	Frühe Adonislibelle	III				I		II								
	Große Pechlibelle					III										
	Kleine Pechlibelle					?		?								
	Gemeine Becherjungfer					II			II							
	Hufeisen-Azurjungfer	IV				III			IV				IV		IV	
	Großes Granatauge	?														
Großlibellen Anisoptera	Torf-Mosaikjungfer															
	Blaugrüne Mosaikjungfer															
	Vierfleck											I				
	Plattbauch	II		I	I	I	II		I	III	II	I	I		II	
	Frühe Heidelibelle								I							
	Kleiner Blaupfeil								II							
	Große Königslibelle								I							

Tab. 21: Nachgewiesene Libellenarten mit Angaben zu Abundanz, Bodenständigkeit und Einstufung nach Rote Liste BW, BRD und Schwäbische Alb. Abundanz (Ab.): I = Einzeltier, II = 2-5 Tiere, III = 6-10 Tiere, IV = 11-20 Tiere; Rote Liste (RL): 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Art der Vorwarnliste; BS = Bodenständigkeit.

Deutscher Name	Wiss. Name	RL BRD	RL BW	RL Alb	Ab.	Ex.	BS
<b>Kleinlibellen</b>	<b>Zygotera</b>						
Weidenjungfer	<i>Lestes viridis</i>	-	-	-	I	-	nein
Frühe Adonislibelle	<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	-	-	-	III	-	ja
Große Pechlibelle	<i>Ischnura elegans</i>	-	-	-	III	-	ja
Kleine Pechlibelle	<i>Ischnura pumilio</i>	3	2	2	I	-	nein
Gemeine Becherjungfer	<i>Enallagma cyathigerum</i>	-	-	-	III	-	ja
Hufeisen-Azurjungfer	<i>Coenagrion puella</i>	-	-	-	IV	3	ja
Großes Granatauge	<i>Erythromma najas</i>	V	2	1	I	-	nein
<b>Großlibellen</b>	<b>Anisoptera</b>						
Torf-Mosaikjungfer	<i>Aeshna juncea</i>	3	2	2	I	1	ja
Blaugrüne Mosaikjungfer	<i>Aeshna cyanea</i>	-	-	-	I	1	ja
Vierfleck	<i>Libellula quadrimaculata</i>	-	-	-	I	-	nein

Deutscher Name	Wiss. Name	RL BRD	RL BW	RL Alb	Ab.	Ex.	BS
Plattbauch	<i>Libellula depressa</i>	-	-	-	III	46	ja
Frühe Heidelibelle	<i>Sympetrum fonscolombei</i>	-	1	1	I	-	nein
Kleiner Blaupfeil	<i>Orthetrum coerulescens</i>	3	3	3	II	-	ja
Große Königslibelle	<i>Anax imperator</i>	-	-	-	I	-	nein

## 5.2 Abiotische Standortfaktoren

Neben den biotischen Bestandteilen des Steinbruchs (Pflanzen, Vegetation und verschiedene Tiergruppen) wurden auch die abiotische Standortfaktoren erhoben. Ziel ist die Prüfung, inwiefern diese Standortfaktoren zu Standortseinheiten zusammengefasst und für eine Potentialanalyse des Steinbruchs bzw. zur Erstellung konkreter Habitateignungskarten für die relevanten Arten herangezogen werden können. Diese Potentialanalyse soll die Prognose der Entwicklung von Biotoptypen und daraus abzuleitenden Maßnahmen innerhalb des Steinbruchs unterstützen.

### 5.2.1 Methodik

Der Steinbruch wurde flächendeckend begangen und die relevanten abiotische Standortfaktoren erfasst. Als Hauptkriterien der Strukturkartierung wurden Bodentyp, Gesamtbodenart mit Fein- und Grobboden, Exposition und Neigung verwendet. Die Kartierungsmethodik folgt der bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODENKUNDE 2005).

Die Kartierung beschränkt sich auf die eigentlichen Steinbruchflächen, die rekultivierten und renaturierten Bereiche wurden nicht untersucht.

### 5.2.2 Ergebnisse

#### 5.2.2.1 Bodentyp

Die im Steinbruch nachgewiesenen Bodentypen sind in Tab. 22 mit ihren Flächenanteilen und in Abb. 8 dargestellt.

Flächenmäßig dominieren im Steinbruch entsprechend der Abbautätigkeit junge Bodentypen der O/C-Böden und terrestrischen Rohböden mit fehlenden, geringen bis sehr geringen Humusanteilen. Etwas weiter entwickelt sind die Rendzinen und Pararendzinen der bereits längere Zeit ungenutzten Flächen mit dichter Vegetation.

Die aktiven Abbaubereiche des Steinbruchs (Felswände, Sohlen, Halden und Steinschüttungen) sind durch eine fehlende bis sehr geringe Bodenbildung charakterisiert. In Bereichen mit lückiger Vegetation kommt es zur Entwicklung von Fels- und Skeletthumusböden (FFn, FSn) mit O/mC- bzw. xC+O/C-Profil. Der in geringen Mengen vorhandene Humus ist hier v.a. in

Spalten und Haldenhohlräumen vorhanden, teilweise auch als sehr geringmächtige Humusauflage.

In den bereits längere Zeit ungenutzten Steinbruchteilen v.a. der südlichen Wanderbiotopflächen und des Tertiärs sind Lockersyroseme und Syroseme (OLn, OOn) mit Ai/IC- bzw. Ai/mC-Profil vorhanden. Die Lockersyroseme mit Schwerpunkt im Tertiär sind mit Mächtigkeiten des Ai-Horizonts von ca. 5-15 cm und einer sehr unterschiedlichen Humusverteilung sehr heterogen aufgebaut. Dies entspricht der dort vorhandenen heterogenen Ausgangssituation mit Unterschieden im C-Horizont, kleinräumig strukturiertem Relief und abgeschobenen Bereichen.

Syroseme sind im Bereich der härteren Gesteinsschichten vorhanden und zeichnen sich durch einen sehr geringmächtigen (im Durchschnitt 1 cm), heterogen verteilten Ai-Horizont aus. Dies entspricht der lückigen Mosaikstruktur der auf diesen Flächen vorhandenen Vegetation.

Kleinere Flächen weisen eine noch stärkere Humusakkumulation und Weiterentwicklung zur Lockersyrosem-Pararendzina (OL-RZ) mit Aih/eIC-Profil, Pararendzina (RZn) mit Ah/eC-Profil und Rendzina (RRn) mit AhcC. Diese Bodentypen weisen im Aih- bzw. Ah-Horizont Mächtigkeiten von 5-30 cm auf, wobei eine kontinuierliche Zunahme der Mächtigkeiten von der Lockersyrosem-Pararendzina über die Rendzina bis zur Pararendzina beobachtet werden konnte.

Als nur sehr kleinflächig vorhandene Sonderböden sind die jungen, subhydrischen Bodenbildungen des Protopedon (JP) mit sehr geringer Humusakkumulation im Bereich der Stillgewässer zu nennen.

Tab. 22: Die im Steinbruch vorhandenen Bodentypen und ihr Anteil an der Steinbruchfläche. Die Abkürzungen folgen der bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODENKUNDE 2005). (

<b>Bodentyp</b>	<b>Anteil an der Steinbruchfläche (%)</b>
Bodenfreie Steinbruchflächen, Fels- und Skeletthumusboden (FF, FS)	65,2
Lockersyrosem (OLn)	18,5
Felswand jung	6,3
Syrosem (OO)	5,7
Lockersyrosem-Pararendzina (OL-RZ)	1,6
Pararendzina (RZ)	0,8
vollversiegelt	0,7
Humuslager	0,6
Steinschüttungen	0,3
Rendzina (RR)	0,2
Protopedon (JP)	0,1

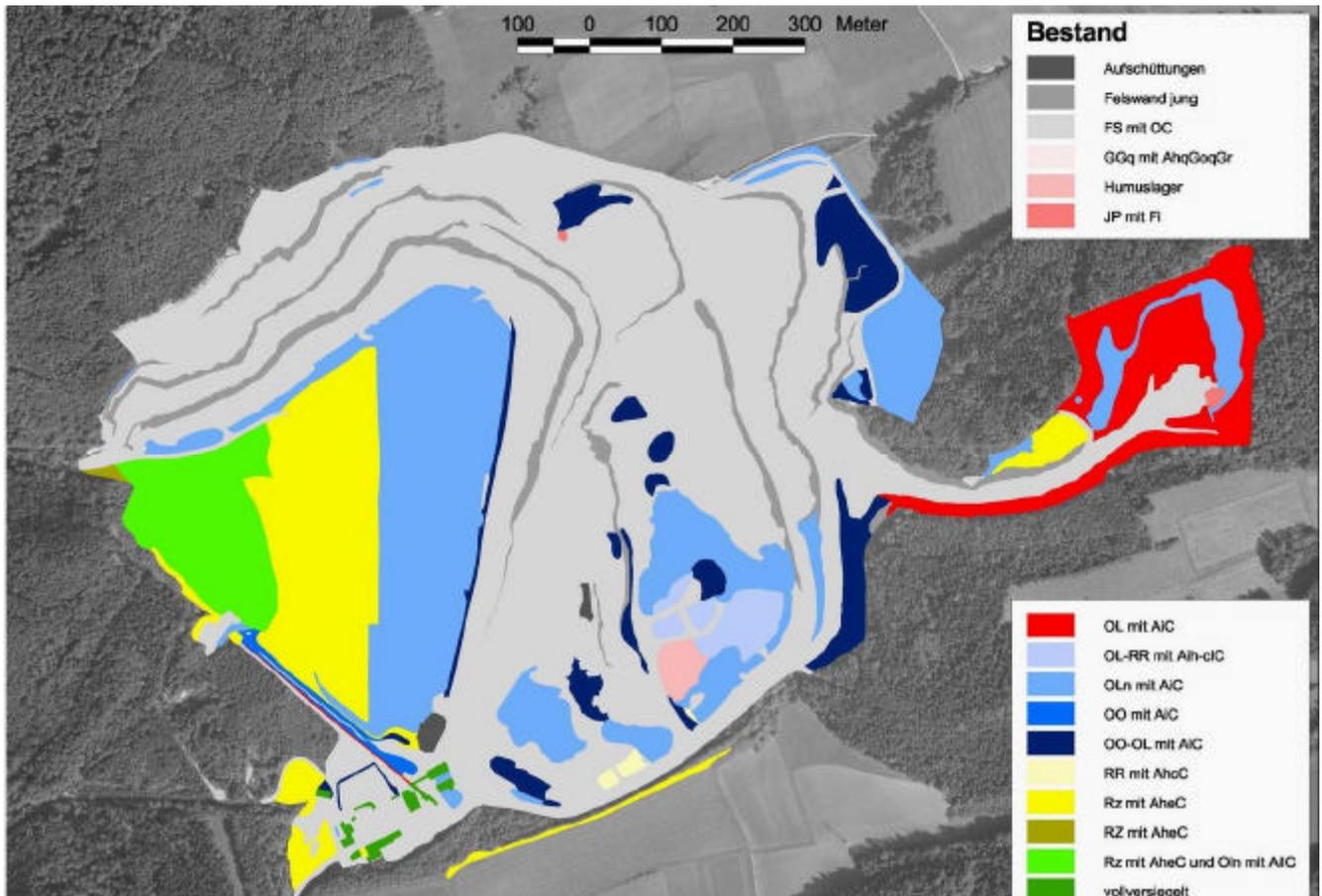


Abb. 8: Verteilung der Bodentypen im Steinbruch Vohenbronnen.

### 5.2.2.2 Gesamtbodenart

#### Feinboden

Die im Bereich der Steinbruchböden dominierende Kornfraktion ist Schluff in seinen verschiedenen Gemengen mit sandigen und tonigen Anteilen. Vorherrschend sind reiner Schluff bzw. lehmiger bis toniger Schluff, untergeordnet auch toniger Lehm bzw. schluffig-toniger Lehm. Insbesondere im Bereich des Tertiärs spielen schluffig-toniger Lehm und lehmiger Ton eine größere Rolle.

Die Feinbodenverteilung weist insbesondere im Bereich der großflächigen Sohlenstandorte ein Mikromosaik in der Verteilung auf, das durch kleine Reliefunterschiede bedingt ist. Insbesondere bei Regenfällen läuft das Wasser in die flachen Senkenbereiche und führt dabei Feinbodenmaterial mit sich. Dies führt mit der Zeit zu einer Akkumulation von Feinbodenmaterial und dadurch bedingter Abdichtung des klüftigen Untergrunds. In Folge entstehen die zahlreichen für Abbaustätten der Zementindustrie charakteristischen temporäre Gewässer unterschiedlichster Größe.

## Grobboden

Als dominierende Grobbodenfraktion tritt im Steinbruch Reingrus, insbesondere als Mittelgrus (Durchmesser 6,3-< 20 mm) auf, in dem regelmäßig Grobgrus (Durchmesser 20-< 63 mm) vorhanden ist. In Teilbereichen tritt Schuttgrus auf, d.h. dem Grus sind Schutte mit > 63 mm Durchmesser beigemischt. Die jungen Steinbruchböden sind insgesamt als überwiegend stark bis sehr stark grusig einzustufen.

Auf etwa 20 % der Steinbruchfläche (v.a. im Bereich des Tertiärs und flacher Senken im Bereich wechselfeuchter Sohlenstandorte) fehlt Grobboden dagegen weitgehend. Im Tertiär ist dies geologisch bedingt und im Bereich der Sohlenstandorte spielen Akkumulationsvorgänge des Feinbodens auf der mikroreliefierten Geländeoberfläche die zentrale Rolle.

Die steinige bis blockige Grobbodenfraktion tritt auf ca. 10 % der Steinbruchfläche auf, insbesondere im Bereich der Schutt- und Abraumhalden, aber auch auf Steinbruchsohlen. Die Steine und Blöcke (Durchmesser > 63 mm) sind in Form von Reinschutt vorhanden oder bilden mit den Grusen Übergänge vom Grusschutt zum Schuttgrus.

### 5.2.2.3 Exposition und Neigung

Die Neigungsrichtung der Steinbruchstandorte umfasst alle Expositionen, allerdings mit unterschiedlichen Flächenanteilen. So umfassen ca. 60 % der Steinbruchfläche ebene Bereiche bzw. Bereiche mit kleinräumig stark wechselnden Expositionen. Dies umfasst die großen Sohlenstandorte, die Wegeflächen und die kleinen Ablagerungen auf der gesamten Steinbruchfläche. Die Steilwände des Steinbruchs weisen aufgrund der Abbaurichtung des Steinbruchs jeweils den größten Anteil bei den süd- und westexponierten Flächen auf. Nord- und ostexponierte Flächen sind nur sehr untergeordnet vorhanden. In Abb. 9 ist die Verteilung der Exposition dargestellt.

Entsprechend der Exposition ist auch die Neigung auf zwei Drittel der Steinbruchfläche ungefähr 0 % bzw. wechselt kleinräumig sehr stark. Auf ca. 20 % der Steinbruchfläche, v.a. im Bereich der Fels- und Steilwände, Schutt- und Abraumhalden ist die Neigung mit steil bis sehr steil (> 40 %) einzustufen. Etwa 10 % der Steinbruchfläche sind mittel geneigt (ca. 10 %).

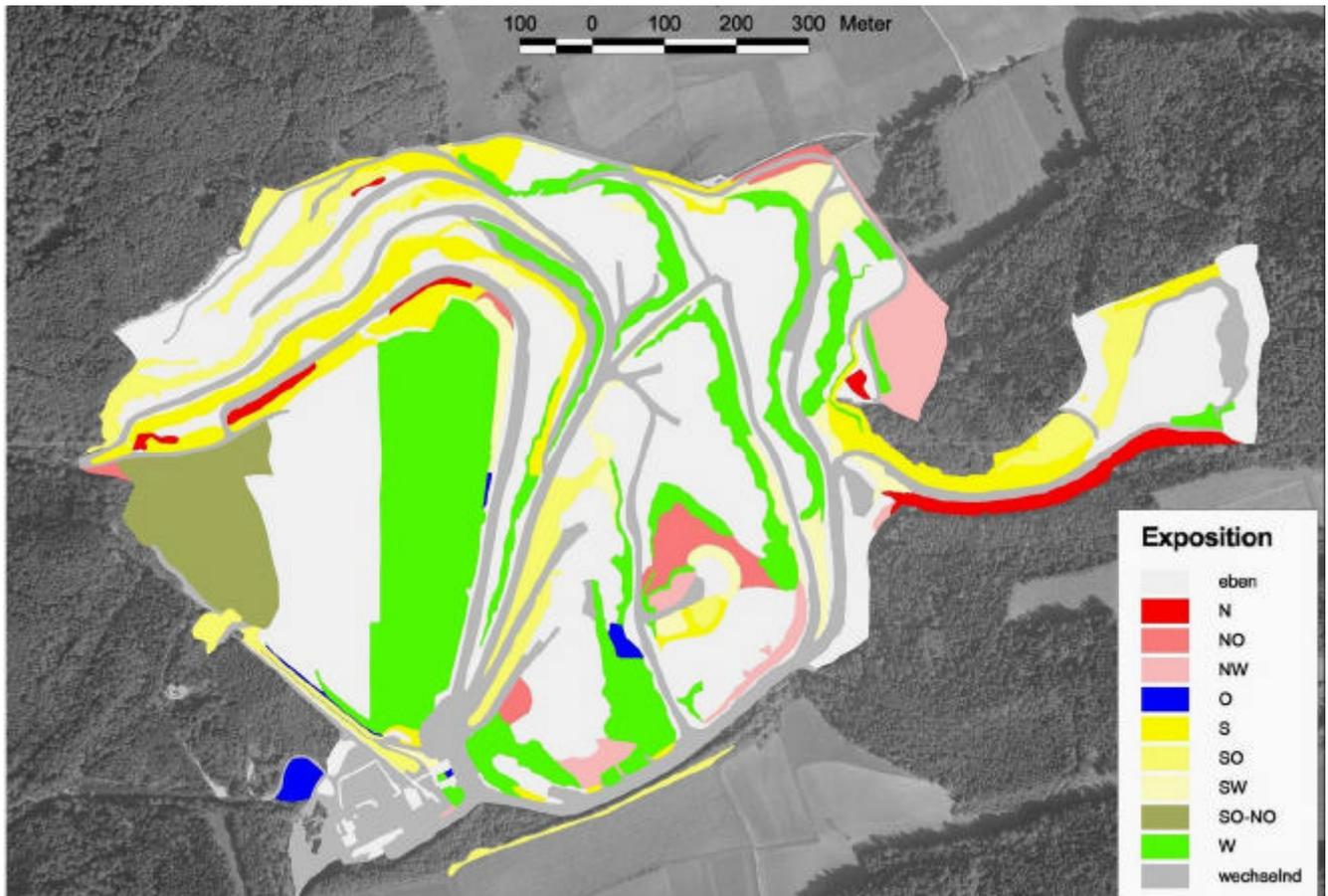


Abb. 9: Verteilung der Exposition im Steinbruch Vohenbronnen.

### 5.3 GIS-basierte Habitateignungskarten

Eines der Projektziele ist die GIS-basierte Erstellung konkreter Habitateignungskarten auf Basis der biotischen und abiotischen Daten.

Der Naturschutzwert von betriebenen Abbaustätten resultiert aus verschiedenen Faktoren. Von besonderer Relevanz sind hierbei die hohe Strukturvielfalt der abiotischen Faktoren, die extremen Standortbedingungen hinsichtlich Temperatur und Wasser und das weitestgehende Fehlen von pflanzenverfügbarem Stickstoff. Im Zuge dieser abiotischen Faktoren entwickeln sich die Biotoptypen und Pflanzengesellschaften, die somit in unterschiedlichstem Alter in der Abbaustätte auftreten und ihrerseits wiederum Teile der abiotischen Faktoren (Bodenentwicklung) beeinflussen.

Wie hoch die Standortvielfalt ist zeigt folgende Auswertung. Die Kartierung der abiotischen Standortfaktoren Bodentyp, Gesamtbodenart mit Fein- und Grobboden, Exposition und Neigung ergibt für den Steinbruch Vohenbronnen aufgrund der großen Anzahl an Kombinationen eine Vielzahl an unterscheidbaren Standortseinheiten.

- Die Kombination Bodentyp mit Bodenart ergibt 26 Variationen,
- in zusätzlicher Kombination mit dem Bodenskelett steigt die Anzahl auf 46,

- in zusätzlicher Kombination mit der Exposition steigt die Anzahl auf 91
- und in Kombination mit der Neigung auf 109 Variationen.
- Werden die abiotischen Standortfaktoren mit den Biotop- bzw. Lebensraumtypen überlagert ergeben sich 183 Kombination.

Allein auf Basis dieser Vielzahl an Kombination ist die Entwicklung konkreter Habitateignungskarten sehr schwierig und von geringem praktischen Nutzen für die Biodiversität. Folgend sind noch weitere Faktoren diskutiert.

Die im Rahmen der Untersuchung gemachte Erfahrungen schränken die Praktikabilität der Daten aufgrund der Komplexität und engen Verzahnung der abiotischen Faktoren deutlich ein. So müsste für eine flächenscharfe Abgrenzung der Einheiten ein noch höherer Detaillierungsgrad in der Kartierung angesetzt werden. Bei der, in der aktuellen Untersuchung angesetzten, der Biotopkartierung vergleichbaren Kartierschärfe, ergaben sich aufgrund der in Steinbrüchen kleinräumig stark wechselnden Standortvielfalt zwangsläufig häufig Zuordnungen zu komplexen Einheiten wie z.B. „Relief/Exposition/Neigung stark wechselnd“. Eine räumlich-kartographische Auflösung solcher Komplexeinheiten würde, abgesehen von der schwer definierbaren Grenzziehung, bei einer so großen Fläche zu einem sehr hohen Aufwand bei der Erfassung und Auswertung führen.

Auch artspezifisch ergeben sich hier erhebliche Praxisprobleme. Die charakteristischen Amphibienarten treten im gesamten Steinbruch in Lebensräumen deutlich kleiner als wenige Quadratmeter auf. In einer Abbaustätte wie Vohenbronnen sind diese Lebensräume zwar auch an die abiotischen Bedingungen gebunden, in erheblich stärkerem Maße aber an die technischen Parameter der Abbauführung und Rohstoffgewinnung.

Die für die Indikatoren geforderte Praktikabilität wird hierdurch in Frage gestellt.

Die alleinige Auswertung der abiotischen Faktoren stößt dort an ihre Grenzen, wo der laufende Abbau zwar potenziell geeignete Habitate z.B. für Uhu oder Flussregenpfeifer zur Verfügung stellt, diese Areale von den Tierarten aber aufgrund der häufigen Störungen nicht als Brut-, wohl aber als Nahrungshabitate und als Ruhestätte nach Betriebsschluss angenommen werden.

Für die Amphibien- und Reptilienarten ist die Sachlage allerdings schon wieder anders. Diese Arten wandern auch in die intensiv betriebenen Areale ein und nutzen z.B. die Fahrspuren und andere temporäre Gewässer als Laichhabitate.

In Konsequenz müssen die Habitateignungskarten minimal nach Taxozönosen spezifiziert werden, wobei gerade für viele Arten wohl die Bruthabitate eingrenzbar sind, nicht aber der Lebensraum im Steinbruch, da dieser i.d.R. nicht eng an die abiotischen Faktoren gekoppelt ist. So kann z.B. der Laubfrosch (*Hyla arborea*) in guten Jahren sehr große Populationen entwickeln und in den entsprechenden Nächten sind selbst für diese sehr seltene Art Froschregen zu beobachten, die über mehrere Dutzende Meter über die Laichgewässer hinausgehen. Dieses Problem der Lebensraumabgrenzung wird in Abschnitt 8.1 nochmals ausführlich diskutiert.

Für die relevanten „Steinbrucharten“ ergibt sich das zusätzliche Problem, dass artspezifisch nicht ein bestimmter Biotoptyp, sondern ein Komplexlebensraum als optimales Habitat benötigt wird. Der Flussregenpfeifer brüdet z.B. besonders gerne auf den Sohlenstandorten, in die mindestens ein größeres oder mehrere kleinere temporäre bis perennierende Gewässer eingestreut sind, da die Jungvögel auf die Gewässer angewiesen sind. Die Größe der Fläche ist hierbei offensichtlich ein untergeordneter Habitatfaktor. Das Nahrungshabitat ist aber weitaus größer. Um eine potenzielle Habitateignungskarte für diese Art zu generieren müsste also die Kombination aus Gewässer und großem Sohlenstandort mit einem Radius von vielleicht 150 m gewählt werden. Dieser Raum muss aber den Abbauwänden begrenzt werden. Das Nahrungshabitat ist hierbei aber nicht erfasst.

Der Uhu benötigt einen „möglichst abwechslungsreichen, vielfältig gegliederte Landschaft. Von Vorteil sind ausgedehnte Randlinien zwischen Wald und offener Landschaft.“... „Geschlossene, große Wälder sind nahrungsrmer und bieten dem Uhu daher weniger Jagdmöglichkeiten“ (vgl. HÖLZINGER 1987). Der Steinbruch bietet der Art offensichtlich ein gut geeignetes Nahrungshabitat. Da der Uhu auch nicht durch eine hohe Brutplatztreue ausgezeichnet ist, sondern durch eine extreme Standorttreue (HÖLZINGER 1987) passen sich Uhus ohne weiteres den abbau- und rekultivierungsbedingten Notwendigkeiten an. Brutlimitierend ist für die Art im Steinbruch Vohenbronnen gesteinsbedingt aber die Verfügbarkeit von harten, d.h. nur sehr langsam erodierenden Felswänden. Eine Habitateignungskarte kann sich somit weniger an den abiotischen und biotischen Faktoren orientieren, sondern muss sich an geologischen Faktoren orientieren.

Auch die vorkommenden Amphibien sind sehr differenziert zu betrachten. Die charakteristischen Pionierarten bevorzugen die jüngeren, unbewachsenen Gewässer, die Größe ist hierbei unerheblich. Bemerkenswerter Weise sind hierbei auch Arten wie *Triturus vulgaris* (Teichmolch) und *Triturus alpestris* (Bergmolch) als Pionierarten einzustufen, die über hunderte Meter offener Steinbruchfläche wandern. Die anderen Arten bevorzugen dagegen die älteren Gewässer mit oder ohne Gehölze, wobei der Laubfrosch wiederum nur an Gewässern mit einem gewissen Gehölzbewuchs zu finden ist. Die abiotischen Faktoren, die zur Bildung dieser Gewässer geführt haben, sind aber relativ gleichartig und erlauben keine konkrete Differenzierung. In Abb. 10 ist eine Habitateignungskarte für die Taxozönose der Amphibien dargestellt. Die Gewässer sind hierbei nach Eignung für die Arten differenziert. Um jedes Gewässer wurde ein Raum mit 100 m gelegt, in dem die Tiere bei genauer Suche zu erwarten sind. Das Umfeld wurde abgeschnitten. Die Darstellung leidet aber unter einer ganzen Reihe von Mängeln, die zu beseitigen zu mindestens drei Abbildungen differenziert nach den Pionierarten, den Arten mittlerer bis späterer Stadien und für den Laubfrosch führen würden. So ist z.B. hinsichtlich der nördlichsten Gewässers zu hinterfragen, ob der Habitateignungsraum nicht entlang der Abbauwände geschnitten werden müsste, obwohl die Bereiche gleiche Habitateignungen aufweisen.

Die Beispiele ließen sich noch vielfältig fortführen.

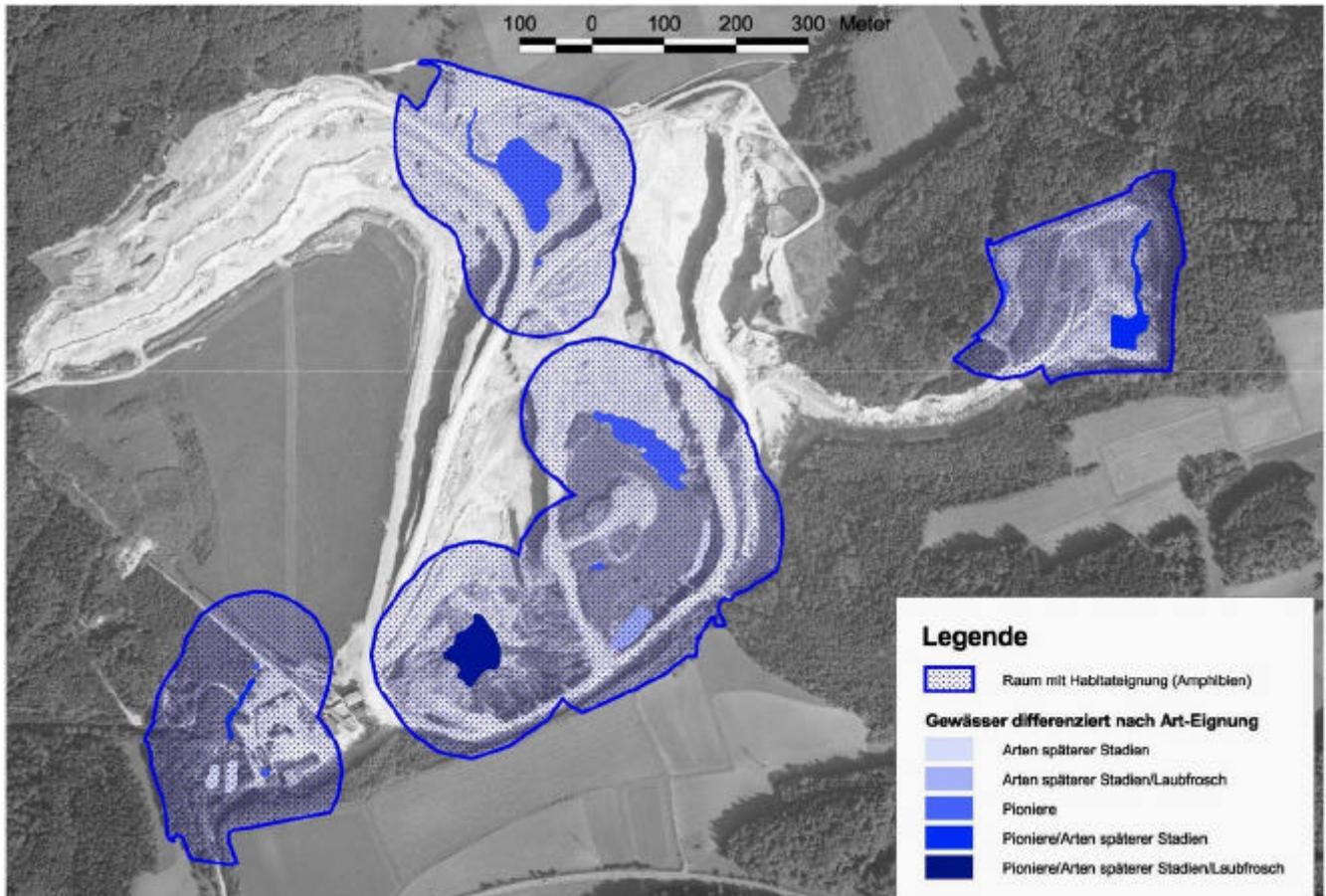


Abb. 10: Habitateignungskarte für die Taxozönose der Amphibien.

Als weiteres Problem stellen sich die Prognosemöglichkeiten bezüglich der zu erwartenden Biotoptypen innerhalb der Fristen dar, die den Lebensräumen Zeit für ihre Entwicklung bleibt. Die Entwicklung von Biotoptypen stellt grundsätzlich ein multifaktorielles Geschehen dar, bei dem neben den abiotischen Faktoren und dem vorhandenen Artenpotential, das im Steinbruch alles überprägende Abbaugeschehen die zentrale Rolle spielt. Unter anderem aus dem hieraus resultierenden dynamischen und stochastischen Charakter resultiert die hohe naturschutzfachliche Bedeutung von Steinbrüchen. Dies hat letztlich eine grundsätzlich hohe Prognoseunsicherheit bezüglich der Entwicklung von Biotoptypen zur Folge. Die Entwicklung von Sukzessionsreihen wurde schon von einigen Autoren durchgeführt (vgl. TRÄNKLE et al. 1992; GILCHER 1995; GILCHER & BRUNS 1999). TRÄNKLE (1997) wendet sich allerdings deutlich gegen derartige Sukzessionsreihen, da die Prognoseunsicherheit in Verbindung mit der Standortvielfalt viel zu hoch ist.

Entsprechend müsste für eine flächenscharfe Prognose mit höherer Sicherheit die Dynamik und Zufälligkeit bei der Entwicklung des Biotopbestands verringert werden. Dies widerspricht sowohl den ökologischen Rahmenbedingungen des Vegetationsbestands und der naturschutzfachlich wichtigen Tier- und Pflanzenarten wie auch der notwendigen Flexibilität des Abbaugeschehens für die Rohstoffgewinnung.

⇒ In Konsequenz obiger Ausführungen müssten die Habitataignungskarten in erheblicher Weise taxozönosen- bzw. artspezifisch differenziert werden, was zu einer Vielzahl an Datensätzen bzw. Darstellungen führen würde. Die Entwicklung konkreter Habitataignungskarten ist in Konsequenz sehr schwierig, sehr aufwändig und von geringem praktischen Nutzen für die Biodiversität.

⇒ Eine eigenständige Kartierung abiotischer Standortfaktoren im Rahmen der Indikatoren wird in Konsequenz als nicht sinnvoll erachtet. Die entsprechenden Parameter können in angepasstem Umfang bei der Kartierung der Biotope bzw. Teillebensräume einfließen.

## 5.4 Kulturhistorische Landschaftsentwicklung

Die Kulturhistorische Entwicklung der Landschaft wurde innerhalb des Pilotprojektes über die Diplomarbeit „GIS-gestützter Kulturlandschaftswandel im Bereich des Steinbruchs Vohenbronnen auf der Schwäbischen Alb ab 1821 von Bianca Steimle aufgenommen (STEIMLE 2006).

Die Erfassung und Analyse des Kulturlandschaftswandels seit Beginn des 19. Jahrhunderts stellt die Entwicklung des Steinbruchs Vohenbronnen in einen räumlichen und zeitlichen Kontext und stellt die Grundlage für die Action Plans dar. Die Kulturlandschaft, ihre Artenvielfalt und deren Entwicklung hat sich seit dem 19. Jahrhundert erheblich verändert. Die wurden indirekt über die Biotoptypenentwicklungen und deren Nutzungsformen ermittelt.

Das gesamte Untersuchungsgebiet umfasst eine Fläche von rund 20 km<sup>2</sup>.

### 5.4.1 Biotoptypen

In Tab. 23 sind alle zwischen 1821 und 2006 festgestellten 27 Biotoptypen zeitlich vergleichend gegenüber gestellt. Die qualitativen Unterschiede zwischen den einzelnen Zeitschnitten sind sehr gering und unterscheiden sich nur hinsichtlich weniger Biotoptypen.

Tab. 23: Liste der insgesamt 27 abgegrenzten Biotoptypen innerhalb des Untersuchungszeitraumes. Einteilung nach LfU (2001). Vorkommen alphabetisch und nach Zeitschnitten geordnet.

	Zeitschnitt 1821	Zeitschnitt 1912	Zeitschnitt 1954	Zeitschnitt 2006
Abbaufäche	X	X	X	X
Acker	X	X	X	X
Allee Baumreihe	X	X	X	X
Auwaldstreifen				X
Brunnen		X	X	
Doline		X	X	X
Einzelbäume	X	X	X	X
Feldgehölz Gebüsch	X	X	X	X
Fließgewässer	X	X	X	X

	Zeitschnitt 1821	Zeitschnitt 1912	Zeitschnitt 1954	Zeitschnitt 2006
Gleisbereich		X	X	
Graben	X	X	X	X
Laubwald	X	X	X	X
Magerrasen basenreich	X	X	X	X
Mischwald	X	X	X	X
Nadelwald	X	X	X	X
Offene Felsbildung	X	X	X	X
Quelle	X	X	X	X
Saumvegetation			X	X
Schlagflur				X
Siedlung Bauwerk	X	X	X	X
Sonderkultur		X	X	
Stillgewässer	X	X	X	X
Straße Weg	X	X	X	X
Streuobst	X	X	X	X
Sukzessionswald			X	X
Wiese	X	X	X	X
Zierrasen				X

#### 5.4.2 Qualitative und kartografische Darstellung der erfassten Zeitschnitte

##### Allgemeines

Biotoptypen wie Offene Felsbildung, Quelle, Stillgewässer und Graben haben sich über die Zeit flächenmäßig kaum verändert und werden in den kartografischen Erläuterungen nicht explizit erwähnt. Extra zu erwähnen ist die Darstellung des Schmiechener Sees, der über die Zeit stets als Stillgewässerkomplex eingetragen wurde, jedoch über den gesamten Untersuchungszeitraum als Verlandungsbereich mit kontinuierlich schwankenden Wasserständen gesehen werden muss. Dabei haben sich zwischen den Zeitschnitten 1954 und 2006 zum Teil große Gehölzsukzessionen entwickelt. Bauwerke und Siedlungen sind innerhalb des Untersuchungsgebietes nur kleinflächig und vereinzelt vorhanden. Diese haben innerhalb der Biotoptypenentwicklung vor allem Einfluss auf die (flächenmäßige) Ausprägung von Streuobst und anderen strukturgebenden Biotoptypen.

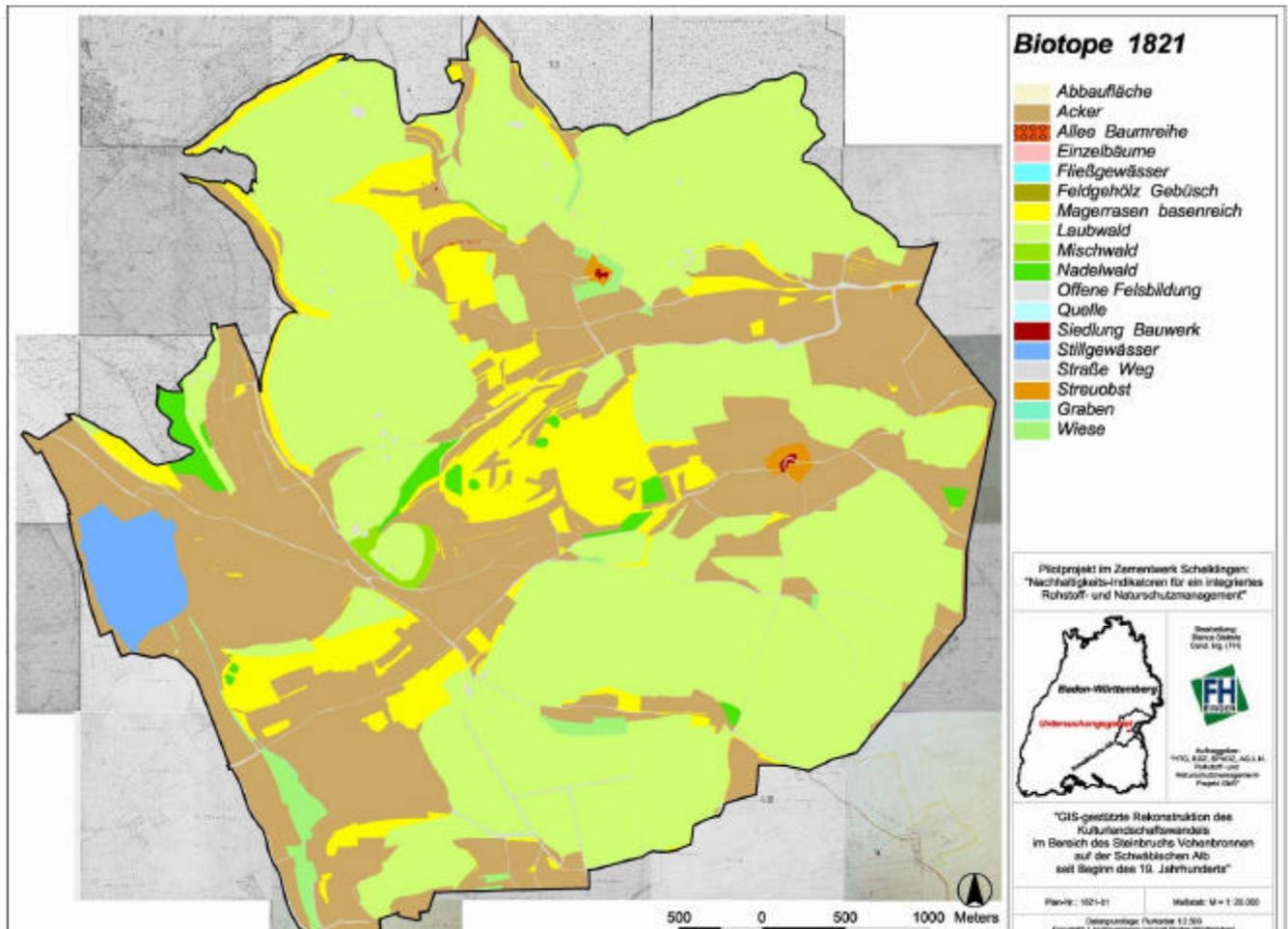


Abb. 11: Biotoptypen des Zeitschnittes 1821.

## Zeitschnitt 1821

Im Zeitschnitt 1821 sind noch keine Abbaustätten der Zementindustrie vorhanden (vgl. Abb. 11). Großflächige bzw. dominante Biotoptypen stellen zu dieser Zeit Laubwald mit annähernd 50 %, Äcker mit rund 34 % und Magerrasen mit rund 10 % Flächenanteil dar. Kleinere Wiesen-, Nadel- und Mischwaldflächen sind zwar schon vorhanden, nehmen jedoch nur einen geringen Flächenanteil von unter 3 % ein. Andere Biotoptypen wie Streuobst, Feldgehölz/Gebüsch, Einzelbaum, Allee/Baumreihe spielen mit 0,4 % eine nur untergeordnete Rolle. Auch das Straßen- und Wegenetz ist zu dieser Zeit noch wenig ausgeprägt.

Von den insgesamt 27 abgegrenzten Biotoptypen kommen innerhalb dieses Zeitschnittes die wenigsten vor. Dennoch muss bezüglich der Biodiversität von den höchsten Artenzahlen innerhalb des untersuchten Zeitraumes ausgegangen werden. Eine wichtige Rolle spielten damals die Landwirtschaftssysteme wie die Drei-Felder-Wirtschaft, die Wanderschäferrei, der Mittelwaldbetrieb und die Hutehaltung.

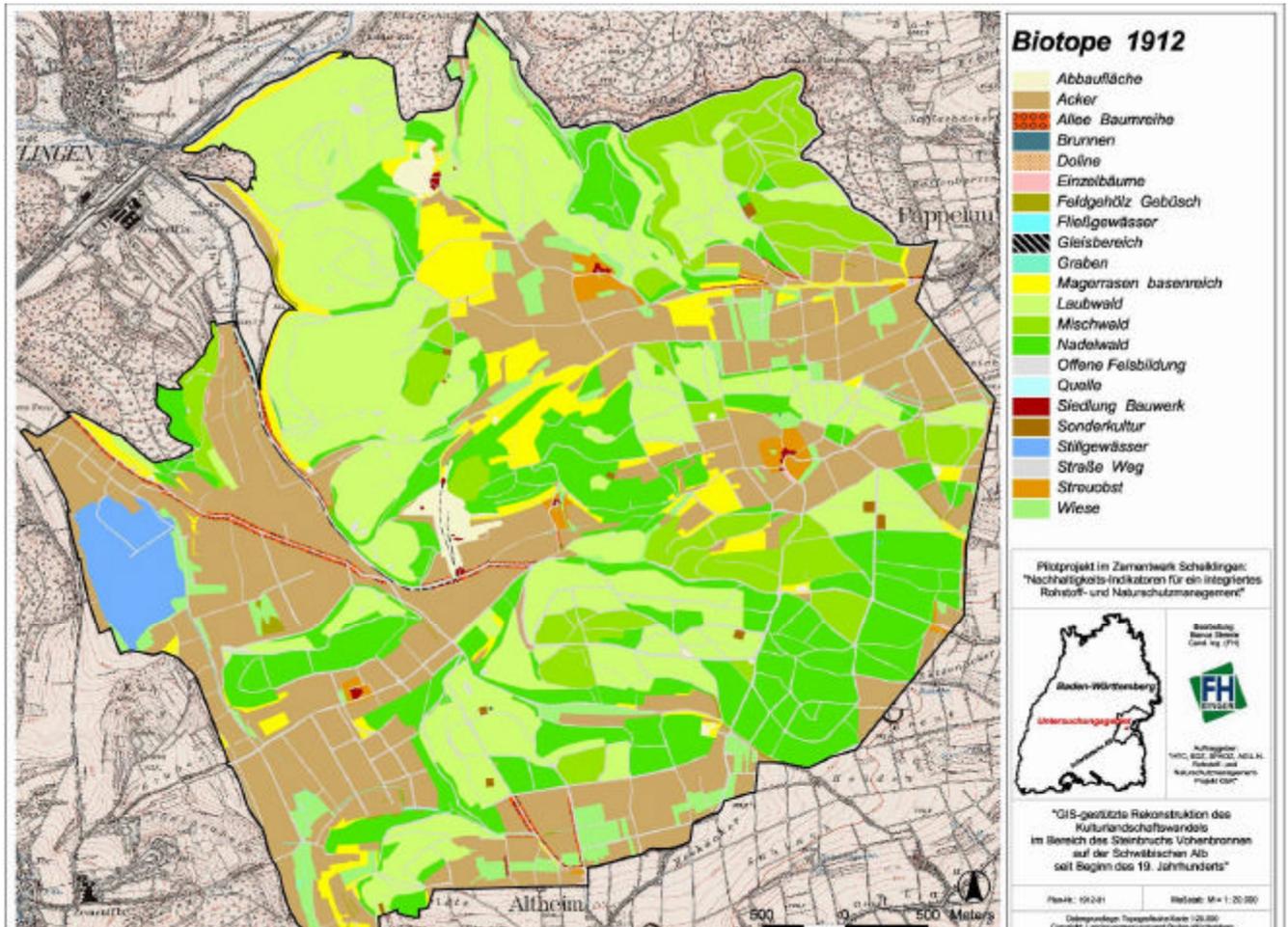


Abb. 12: Biotoptypen des Zeitschnittes 1921.

## Zeitschnitt 1921

Im Zeitschnitt 1921 sind die zwei Steinbrüche Vohenbronnen und Sotzenhausen vorhanden, Ende des 19. Jahrhunderts begonnen wurden. Die Abbauflächen weisen einen Anteil von rund 1 % auf. Das Verhältnis zwischen den Laub-, Misch- und Nadelwäldern hat sich merklich zu Gunsten des Nadel- und Mischwaldes verschoben. Diese Biotoptypen nehmen im Jahr 1921 zusammen rund 26 % der Flächen ein. Die Anteile der Laubwälder reduzieren sich hingegen auf die Hälfte. Auch die Anteile der Magerrasen sind bereits um rund 50 % kleiner. Äcker konnten sich mit ca. 27 % Flächenanteilen weiterhin gut behaupten, wenngleich sich der Biotoptyp Wiese um das Doppelte ausdehnte. Andere Biotoptypen nahmen um mehr als das Vierfache zu und weisen 1912 knapp 2 % Flächenanteile auf. Auch das Straßen- und Wegenetz in seiner heutigen Form entstand Ende des 19. Jahrhunderts.

Aufgrund der Veränderungen der Biotopstruktur ist u.U. bereits von einem Rückgang der Artenvielfalt auszugehen, da die wertgebenden Nutzungsformen des 19. Jahrhunderts im Zeitschnitt 1912 schon weitgehend verschwunden sind. Die Bewirtschaftung des Waldes wurde nun in Form des Hochwaldes betrieben mit der vermehrten Pflanzung von standortfremden

Arten wie Fichte, Kiefer oder Lärche. Die Wanderschäferei wurde durch die Möglichkeit einer verbesserten Feldbewirtschaftung und der einsetzenden Industrialisierung (erweiterte Handelsbeziehungen) weitgehend zurückgedrängt.

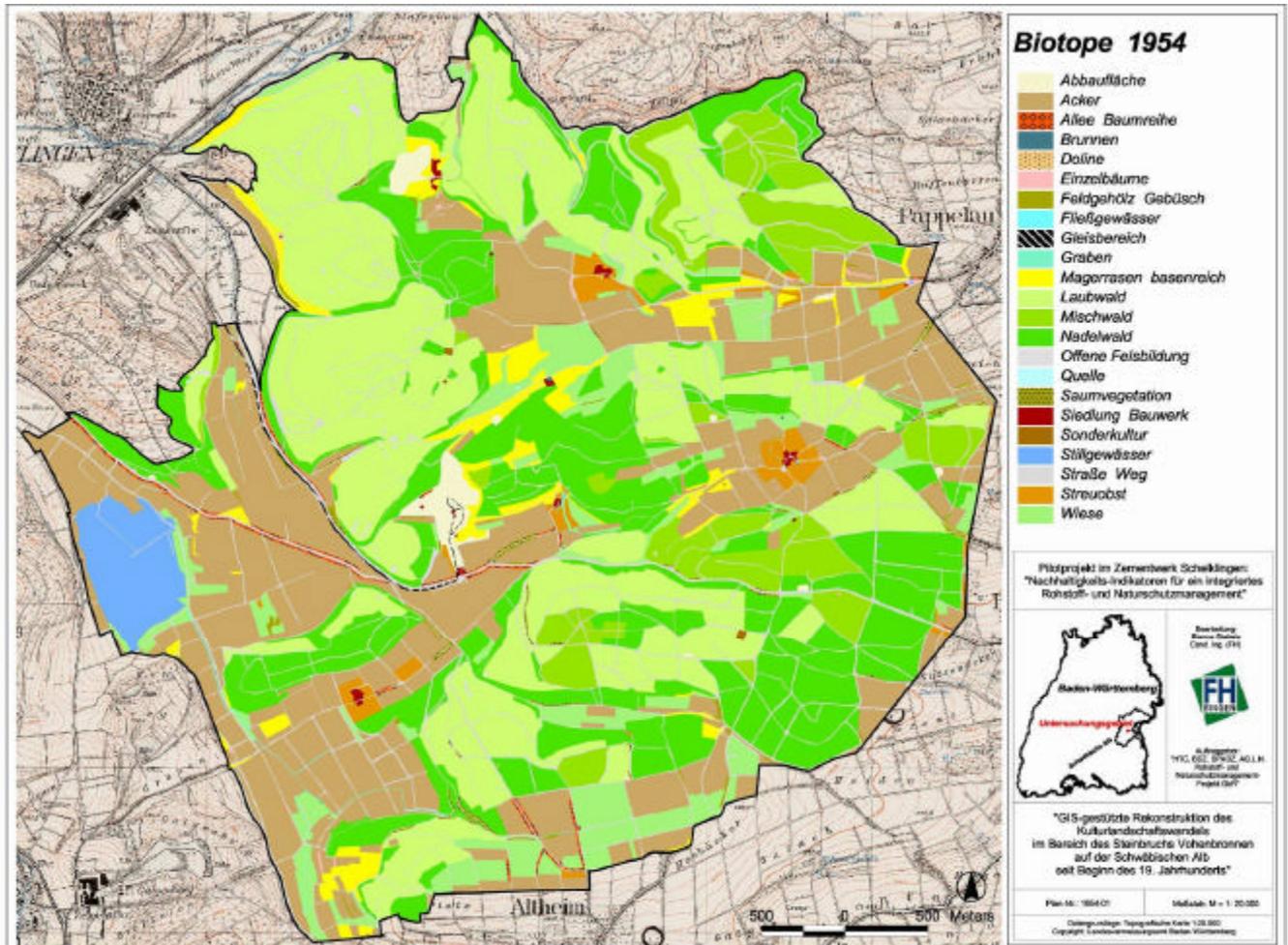


Abb. 13: Biotoptypen des Zeitschnittes 1954.

### Zeitschnitt 1954

Im Zeitschnitt 1954 ist keine Flächenzunahme der beiden Abbauflächen erkennbar. Nadel- und Mischwälder verzeichnen dagegen immer noch Flächenzunahmen und weisen zusammen rund 27 % Flächenanteile auf. Der Biotoptyp Laubwald kann ebenfalls einen geringen Flächenzuwachs von knapp 1 % verzeichnen. Die Wiesen haben sich auf 6,6 % Anteil ausgedehnt. Dies spiegelt sich in der Abnahme des Biotoptyps Acker um 1,5 % wider und der Magerrasen um 2 % auf nur noch 3 % Flächenanteil wider. Auch die anderen Biotoptypen spielen mit 2 % Flächenanteilen eine nur untergeordnete Rolle.

Bezüglich der Biodiversität muss auch in diesem Zeitschnitt von einem weiteren Rückgang der Arten ausgegangen werden. Dieser zeigt sich in dieser Zeit über den einsetzenden tech-

nischen Fortschritt innerhalb der Landwirtschaft und der weiteren Abnahme von Magerrasenflächen durch die Umwandlung in Wald.

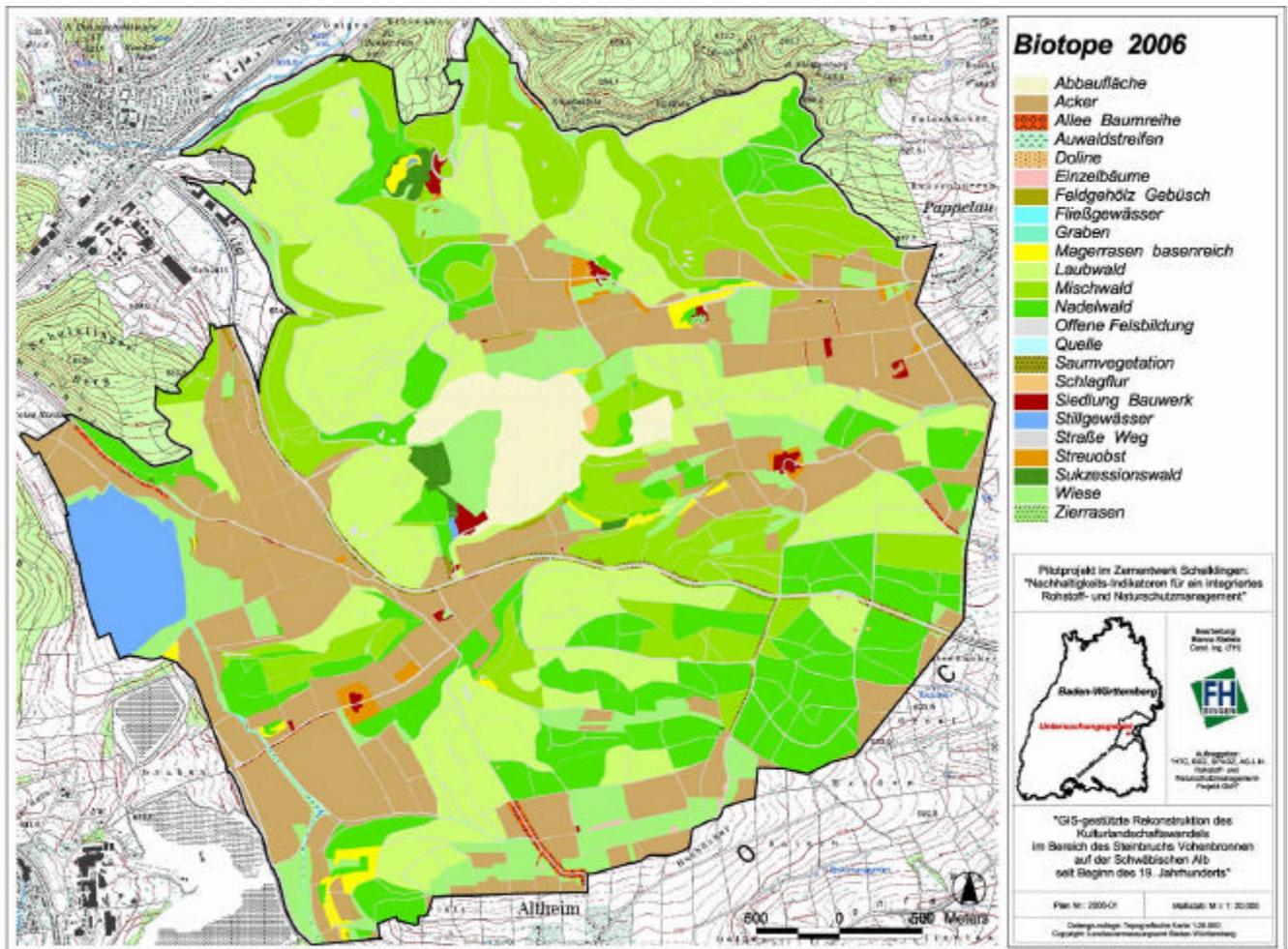


Abb. 14: Biotoptypen des Zeitschnittes 2006.

## Zeitschnitt 2006

Im Zeitschnitt 2006 weisen die Abbaufächen des Steinbruchs Vohenbronnen 3 % Anteil auf. Dagegen haben sich im ehemaligen Steinbruch Sotzenhausen Magerrasen und Gehölzsukzessionen ausgebildet. Der Steinbruch Sotzenhausen und die kleine Sotzenhausener Heide bilden heute den Rest des einst 10 % Anteil aufweisenden Biotoptyps Magerrasen mit nicht mal mehr 1 % Anteil. Ackerflächen dominieren auch heute noch mit annähernd 24 %. Die Laub-, Misch- und Nadelwälder belegen rund 52 % der Fläche. Die Wiesen konnten noch einmal einen Zuwachs von rund 2 % verzeichnen. Die anderen Biotoptypen weisen nur knapp über 1 % der Fläche auf. Dies ist vor allem der Abnahme des Biotoptyps Streuobst zurückzuführen.

Im Bereich der Landnutzungssysteme wurden bis heute weitere Rationalisierungsschritte eingeleitet, die zu einem weiteren Rückgang der Biodiversität führten.

### 5.4.3 Flächenbezogene Darstellung der erfassten Zeitschnitte

In Abb. 15 sind die Flächenanteile verschiedener strukturierende Biotoptypen summiert und gleich 100 % gesetzt. Der dominierende Biotoptyp sind die Streuobstbestände, die im Jahr 1821 mit über 80 % Anteil vertreten waren. Betrachtet man die Biotoptypenvielfalt anhand dieser Kleinstrukturen um 1812, zeigt sich die Kulturlandschaft jedoch als relativ einseitig. Erst ab 1912 sind vier der fünf betrachteten Biotoptypen vertreten. Dadurch gehen die Anteile der Streuobstbestände automatisch zurück. Sie machen Platz für annähernd 20 % Feldgehölze/Gebüsche und Alleen/Baumreihen.

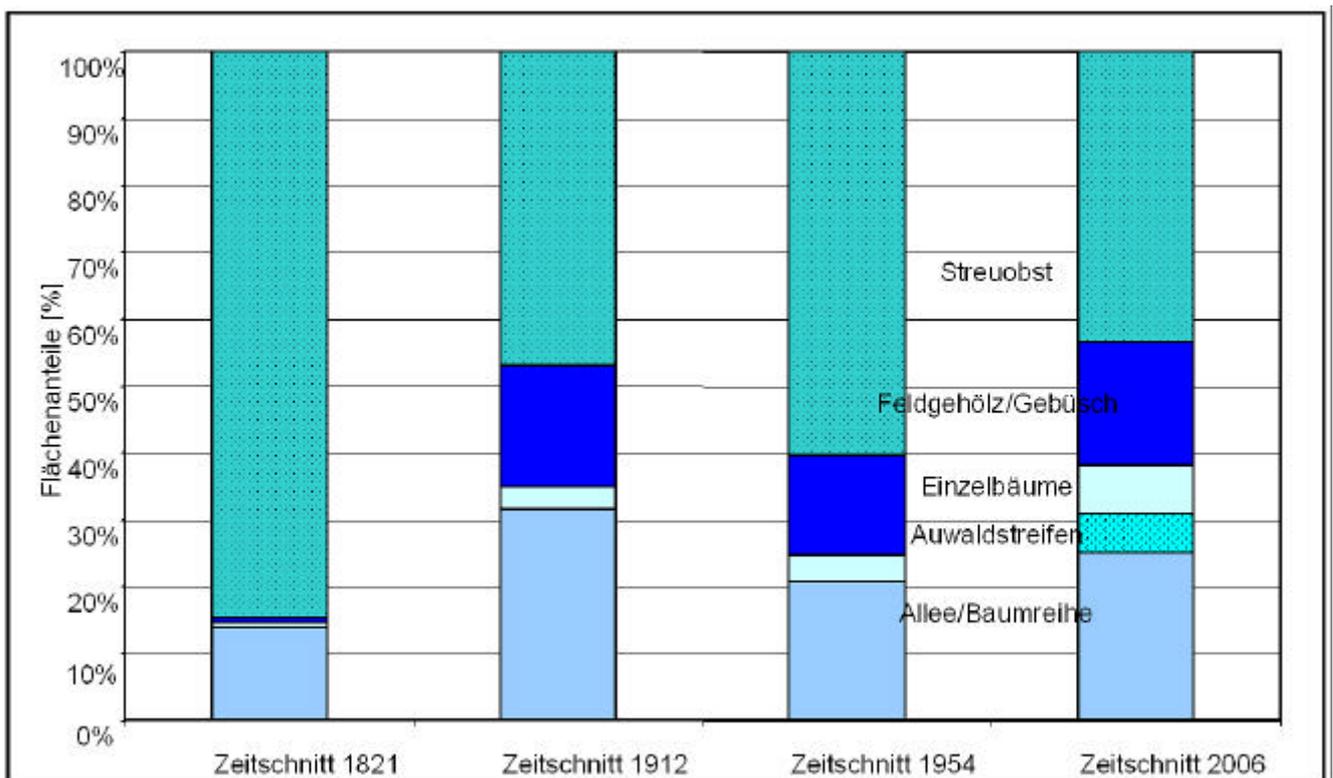


Abb. 15: Darstellung der strukturierenden Biotoptypen als 100 %-Fläche getrennt nach Zeitschnitten. Abzulesen ist die (flächenmäßige) Ausprägung der einzelnen Biotoptypen. Erkennbar ist die Dominanz der Streuobstflächen im Jahr 1821 und eine relativ ausgeglichene Verteilung der dargestellten Biotoptypen in den Zeitschnitten 1912 und 2006.

In Abb. 16 sind die Flächenanteile der gehölzdominierten und forstwirtschaftlich genutzten Biotoptypen summiert und gleich 100 % gesetzt. Deutlich wird die Dominanz der Laubwälder im Zeitschnitt 1821 mit 95 % Anteil. Bis ins Jahr 2006 verringert sich dieser Anteil um fast zwei Drittel. Gegenläufig dazu verhalten sich die Nadelwälder, deren Anteil an der Waldfläche zumindest bis 1954 von fast 0 % bis auf fast 40 % ansteigt. Erst bis 2006 ist wieder ein deutlicher Rückgang auf knapp 30 % feststellbar. Der Flächenanteil der Mischwälder steigert sich in den Jahren zwischen 1821 und 1954 von knapp 1 % um rund 20 %. Im Zeit-

schnitt 1954 fallen die Flächenanteile auf 12 % ab, um bis ins Jahr 2006 um mehr als die Hälfte auf 25 % zu steigen. Sukzessionswälder und Feldgehölze/Gebüsche sind mit jeweils ca. 1 % kaum bemerkbar.

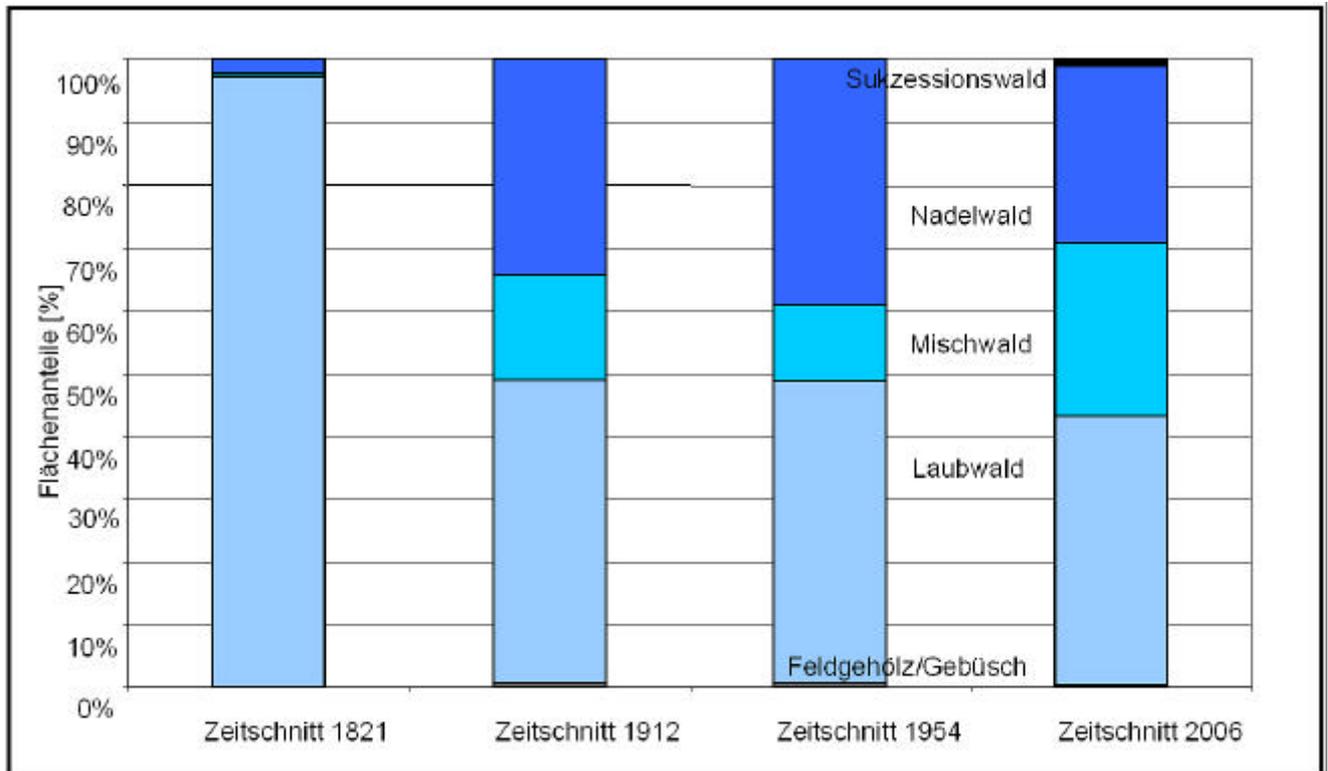


Abb. 16: Darstellung der waldartigen Bereiche als 100 %-Fläche getrennt nach Zeitschnitten. Die Biotoptypen Sukzessionswald und Feldgehölz/Gebüsch spielen darin eine nur untergeordnete Rolle. Dagegen ist die Änderung der Verteilung von Laub-, Misch- und Nadelwald gut zu erkennen. Im Jahr 1821 dominiert Laubwald; im Zeitschnitt 2006 zeigt sich dagegen eine ausgeglichene Verteilung der Waldflächen.

Die summierten und gleich 100 % gesetzten Offenlandbiotope (vgl. Abb. 17) zeigen, dass die Ackerflächen über die Zeit eine beständig große Rolle einnehmen. Die Werte schwanken zwischen 70 % und 78 %. Magerrasen nehmen über die Zeit kontinuierlich ab. Sie stellen heute im Untersuchungsgebiet als das Charakterbiotop der Schwäbischen Alb mit rund 15 ha keine bedeutenden Offenlandflächen mehr dar. Um 1821 sind sie jedoch neben den Ackerflächen mit über 20 % landschaftsprägend. Fast parallel nehmen die Flächen von Wiesen und Abbauf Flächen zu. Gemeinsam dominieren sie heute neben den Ackerflächen die Offenlandbereiche.

In Abb. 18 sind die Offenlandbiotope den gehölzdominierten Biotoptypen gegenübergestellt. 1821 zeigt sich ein annähernd ausgewogenes Verhältnis dieser zwei Typen mit 53 % Offenlandanteilen und 47 % gehölzdominierten Biotopanteilen. Über die folgenden zwei Zeitschnitte der Jahre 1912 und 1954 ist eine kontinuierliche Zunahme der gehölzdominierten Biotop-

typen ersichtlich, die im Jahr 1954 einen Anteil von knapp über 60 % erreichen. Demgegenüber steht eine stetige Abnahme der Offenlandbiotoptypen. Im Zeitschnitt 2006 resultiert bedingt durch die Flächenzunahme des Steinbruchs Vohenbronnen wieder eine Vergrößerung der Offenlandflächen. Diese erreichen mit einem Zuwachs von 1 % einen Anteil von knapp 41 %.

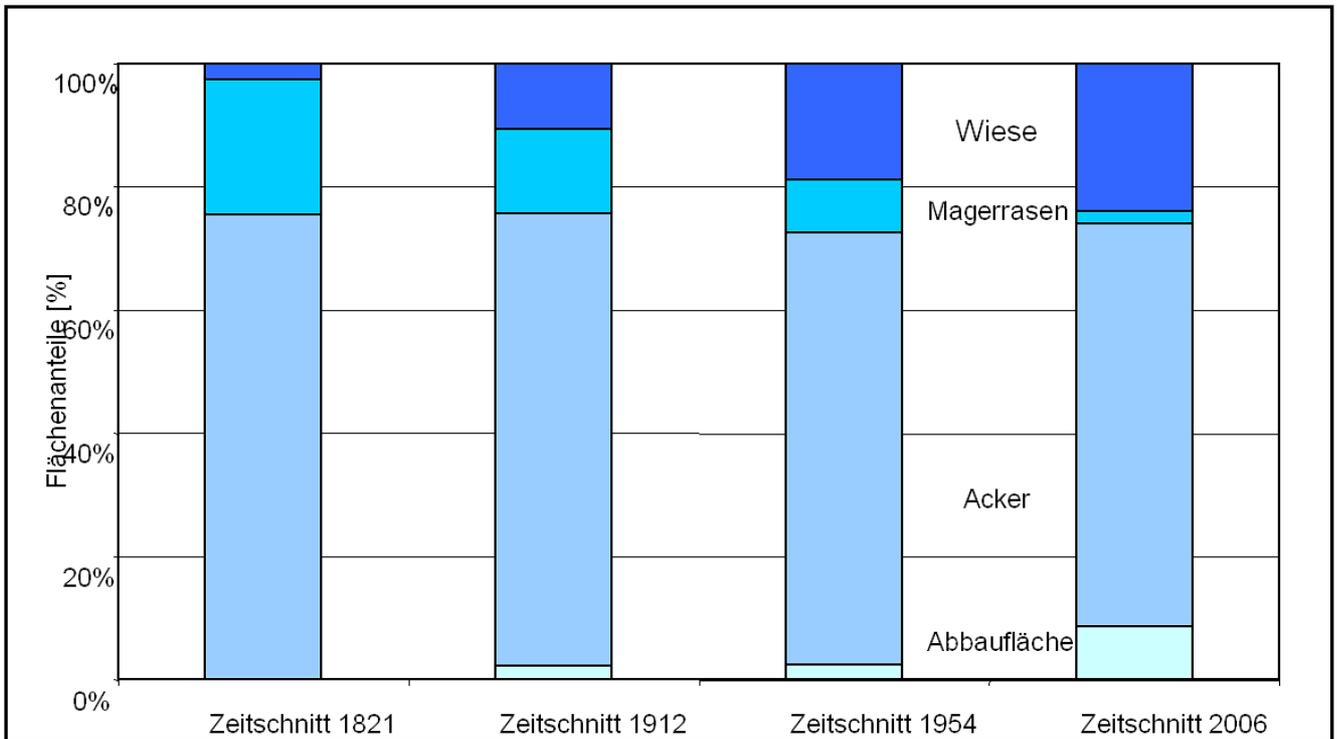


Abb. 17: Darstellung der Offenlandbiotope als 100 %-Fläche getrennt nach Zeitschnitten. Ackerflächen behaupten sich über die Zeit relativ konstant. Wiesen- und Abbaufächen nehmen zu; dagegen reduzieren sich Magerrasenflächen auf ein Minimum innerhalb des Untersuchungszeitraumes.

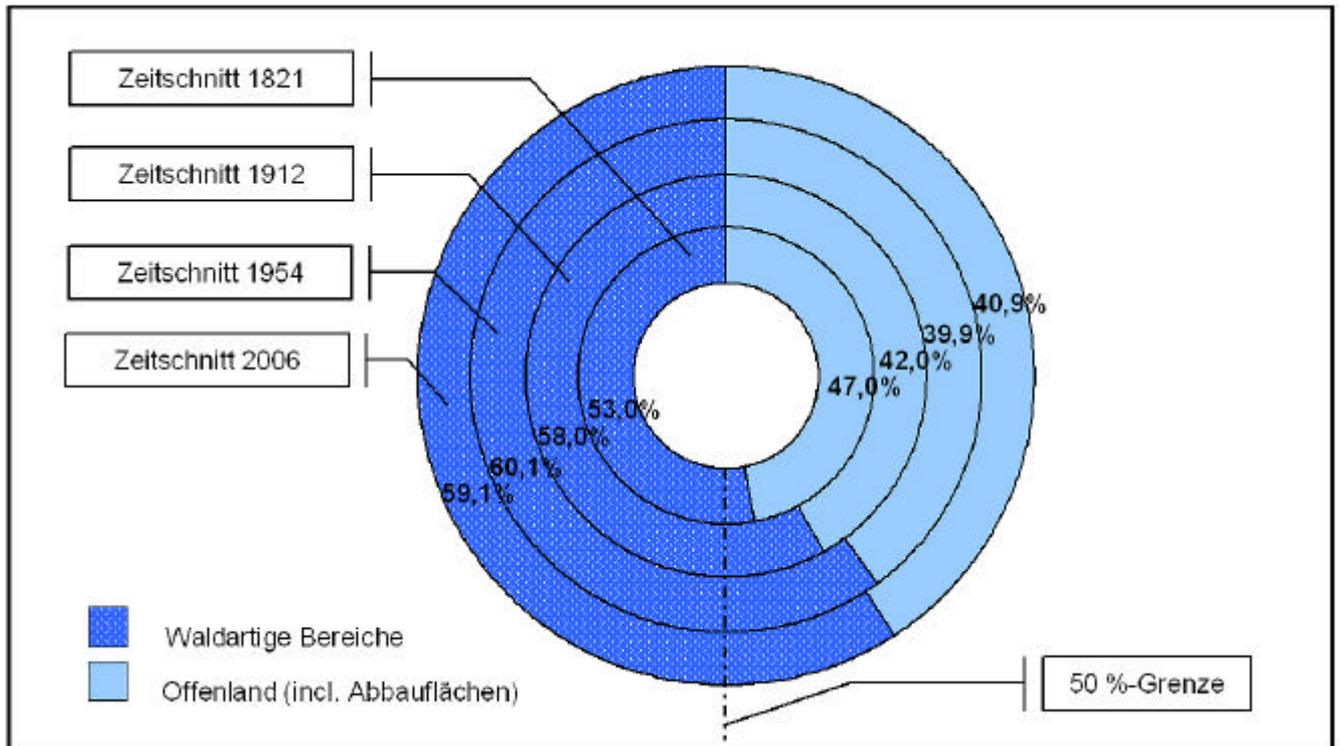


Abb. 18: Anteilige vergleichende Flächenentwicklung von gehölzdominierten Bereichen und Offenlandbiotopen von 1821 bis 2006.

#### 5.4.4 Kulturlandschaftswandel in Bildern



Abb. 19: Landschaftsausschnitt im Bereich des Hühnerbergs mit Wiedenhalde (linker Bildrand) und Einblick nach ESE in den Steinbruch Vohenbronnen (um 1936). [Quelle: Archiv Schelklingen].

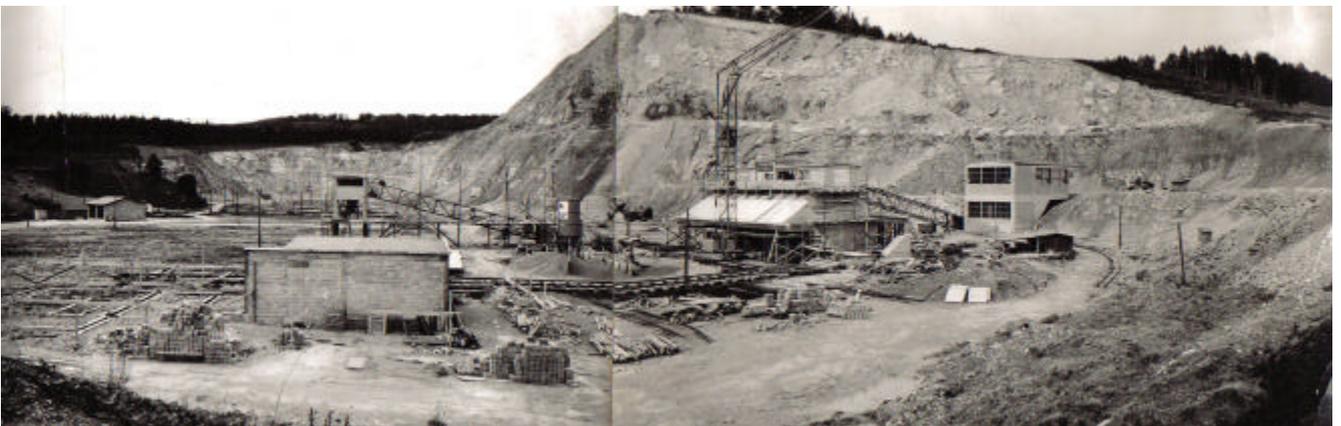


Abb. 20: Einblick in den Steinbruch Vohenbronnen von N bis NE im Jahr 1958. [Quelle: Archiv HeidelbergCement].



Abb. 21: Einblick in den Steinbruch Vohenbronnen von NE bis E mit Wiedenhalde im linken oberen Bildrand im Jahr 2004. Im Vordergrund bereits rekultivierte Bereiche. [Quelle: Archiv HeidelbergCement].



Abb. 22: Blick nach NW in den Steinbruch Sotzenhausen, im Hintergrund Wacholderheiden mit anschließenden Waldflächen um 1890. [Quelle: Archiv Blaubeuren].



Abb. 23: Blick nach Westen in Richtung Steinbruch Sotzenhausen im Jahr 2006.

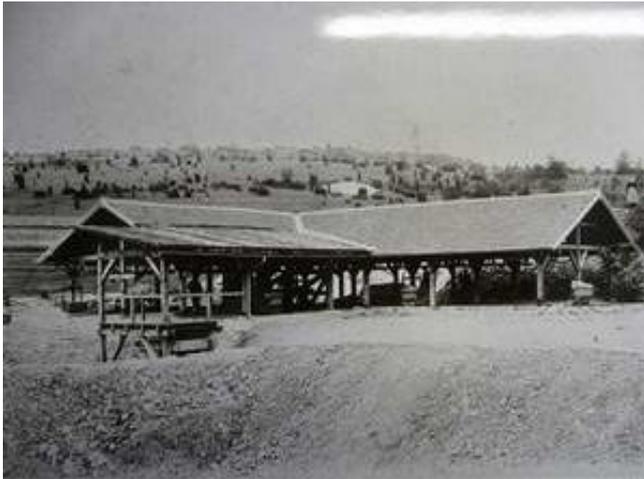


Abb. 24: Blick nach S aus dem Steinbruch Sotzenhausen auf die Wacholderheide am Schneckenburren um 1900. [Quelle: Archiv Blaubeuren].



Abb. 25: Blick nach Süden auf den Schneckenburren im Jahr 2006.

## 6 Monitoring

### 6.1 Allgemeines

Nur die langfristige Anwendung der entwickelten Indikatoren ermöglicht Rückschlüsse über die Entwicklung der Biodiversität eines betrachteten Modellraumes und damit auch eine datengestützte Prognose über die Entwicklung von Pflanzen- und Tierarten. Die Entwicklung derartiger Monitoring-Programme (Biodiversity Monitoring (BDM)) ist ein weiterer zentraler Bestandteil der Nachhaltigkeitsdiskussion (vgl. PLACHTER et al. 2002; BISCHOFF & DRÖSCHMEISTER 2000) und diesbezüglicher Bestrebungen auf EU-Ebene.

Auf die Zementindustrie bzw. andere Steine- und Erden-Industrien bezogen sind auf dieser Grundlage Konzepte und Verfahren zu entwickeln, die sich an den übergeordneten Ansätzen orientieren, aber an die spezifischen Gegebenheiten der Abbaustätten angepasst werden. Das Grundproblem eines Monitoringnetzes in einer betriebenen Abbaustätte ist der kontinuierliche Abbaufortschritt an den Abbaustättenrändern und innerhalb der Abbaustätte. Das klassische Monitoring mit stationärer und möglichst langfristiger Abgrenzung einer Aufnahme- und Beobachtungsfläche ist somit nicht oder nur eingeschränkt umsetzbar (vgl. z.B. Statistisches Bundesamt & BfN 2000; DRÖSCHMEISTER 2000; BISCHOFF 2000; HINTERMANN et al. 2000). Dies gilt nicht für die abschließend rekultivierten oder renaturierten Bereiche sowie für das Umfeld.

Als Lösung bieten sich auf Basis erster Überlegung zwei Methoden an:

- Vollständige Erfassung des Steinbruches und evtl. Umfeld,
- Zwei- oder Vier-Linien-Transekt Methode durch den Steinbruch und evtl. Umfeld.

## 6.2 Monitoring durch vollständige Erfassung

Für bestimmte Indikatoren (z.B. Fläche der Wanderbiotope im Verhältnis zur Fläche der Abbaustätte) wird es nicht möglich sein oder ist es nicht sinnvoll nur Teile einer Abbaustätte zu erheben, da die Chance für eine ausreichend scharfe Erfassung vermutlich zu gering sind. Für diese Indikatoren ist dann zwangsläufig in regelmäßigen Abständen die gesamte Abbaustätte zu erheben. Diese Methode wurde für die Grundlagendatenerhebung im Rahmen des Projektes herangezogen.

**Anlage-/Abgrenzungsparameter:** Folgende Abgrenzungsparameter wurden angesetzt:

- Vollständige Erfassung des Steinbruches. Im vorliegenden Fall resultiert eine Fläche von 100,90 ha.
- Vollständige Erfassung des Umfeld mit einem Radius von 500 m ab Abbaustättenkante. Im vorliegenden Fall resultiert eine Fläche von 324,47 ha.

Weitere variierende Parameter für die Erhebung können sein:

- Alle in Betrieb befindlichen Bereiche ohne abschließend rekultivierte oder renaturierte Flächen.
- Alle in Betrieb befindlichen Bereiche, die die Anforderung an ein Wanderbiotop (vgl. Abschnitt 8.1.1) erfüllen.
- Erhebung der für einen bestimmten Indikator relevanten Bereiche.
- Vollständige Abbaufäche mit oder ohne Umfeld.

**Methode:** Folgende Methode wurde angewandt::

- Steinbruch: Differenzierung nach Lebensräumen bzw. Teilelebensräumen im Sinne von TRÄNKLE et al. (1992), TRÄNKLE (1997), TRÄNKLE & BEIßWENGER (1999), TRÄNKLE (2000) wie in Abschnitt 8.1 und Tab. 31 dargestellt.
- Umfeld: Differenzierung nach Biotop- bzw. Vegetationstypen nach den Vorgaben der Landesnaturschutzverwaltung (vgl. LFU 2001; BREUNIG et al. 2001).

## Kenndaten

Tab. 24: Vergleichende Gegenüberstellung der Anzahl der Biotope und deren Randlängen der Biotoperhebungen 2006 von Steinbruch und Umfeld.

Abbaustätte		Umfeld	
Zahl der Biotope /Lebensräume	54	Zahl der Biotope /Lebensräume	70
Summe Randlinienlängen [m]	140.797	Summe Randlinienlängen [m]	255.391

### 6.3 Monitoring durch eine Transekt-Methode

Die zweite Erhebungsart ist eine abgewandelte Transekt-Methode. Die Lösung besteht darin, durch die Abbaustätte und potentiell deren Umfeld ein Transekt definierter Breite zu legen. Die Lage des Transektes wird hierbei primär nicht großflächig z.B. über die Ränder eines bestimmten Lebensraumes oder kleinflächig durch stationäre Eckpunkte festgelegt, sondern durchquert die gesamte Abbaustätte linienhaft. Hierdurch kann ein repräsentativer Ausschnitt der Abbaustätte erhoben werden. Die permanente Abbaudynamik und die daraus resultierenden Veränderungen der Lebensräume und der Arten werden erfasst. Steuerbar ist das Monitoring über

- die Länge des Transektes,
- die Breite des Transektes,
- die Anbindung bzw. Einbeziehung des Umfeldes,
- Anpassung der Transektlage auf Basis der Geomorphologie bzw. Abgrenzung der Abbaustätte,
- Auswahl der zu erfassenden Arten bzw. Lebensräume in Rückkoppelung mit der Länge und Breite des Transektes,
- Größe der Abbaustätte,
- Abbaugeschwindigkeit der Abbaustätte (Bsp.: Abbaustätte der Zementindustrie versus Naturwerksteinbruch).

Zwei nachfolgend dargestellte variierende Methoden sind denkbar.

#### 6.3.1 Zwei-Linien-Transekt

**Anlageparameter:** Zwei Transekte werden durch Abbaustätte mit einer Gesamtbreite von 60 m in je 3 Puffern à 20 m (je 10 m rechts/links der Mittellinie) gelegt. Die Umfeldaußengrenze ist hierbei definiert als 500 m Abstand ab Abbaukante.

**Methode:** Flächenscharfe Erhebung der Biotope/Teillebensräume und/oder faunistischer Artengruppen im Steinbruch und Umfeld nach der in Abschnitt 6.2 dargestellten Methode. Digitale Aufarbeitung (z.B. GIS).

**Lage:** Um eine konstante Erhebung und Qualität zu gewährleisten ist die Lage der Transekte im Laufe des Monitorings nur dann zu verändern, wenn zwingende Gründe vorliegen.

Drei Lagevarianten sind denkbar:

1. Anordnung der Transekte West-Ost und Nord-Süd. Im Folgenden verwendete Abkürzung: „**W-O/N-S**“
2. Anordnung der Transekte entlang der größten Breite und größten Länge der Abbaustätte. Im Folgenden verwendete Abkürzung: „**Größte Breite/Länge**“

3. Anordnung der Transekte durch die Mitte der geplanten/möglichen Erweiterungsfläche und/oder durch den/die Rohstoffsicherungsbereiche. Im Folgenden verwendete Abkürzung: „**Rohstoffsicherung**“

Die Lage der Transekte muss aus Gründen der Standardisierbarkeit exakt bestimmt werden. Folgende charakterisierenden Kriterien sind anzulegen:

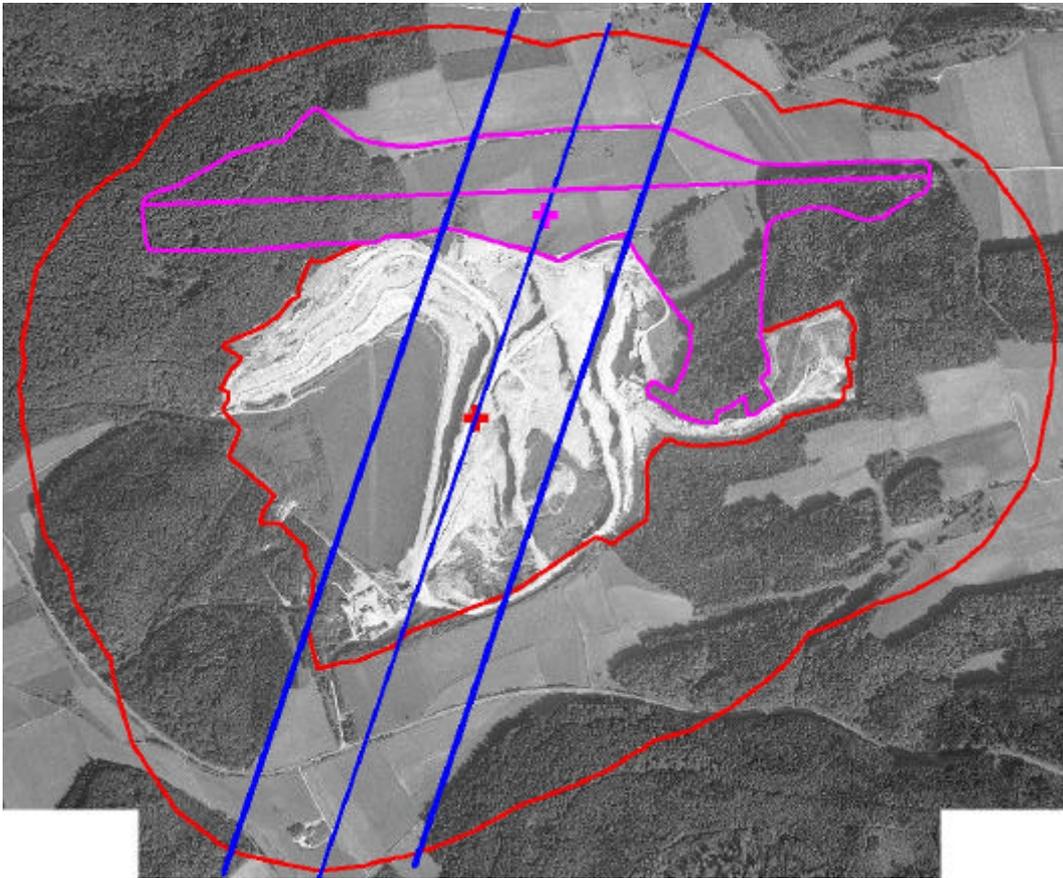


Abb. 26: Beispielhafte Bestimmung der Lage des Zwei-Linien-Transektes Rohstoffsicherung. Legende: Rot = Steinbruch, Magenta = Rohstoffsicherung, Kreuz = Zentroide, Blaue dicke Linien = Lage der Transekte.

### Transekt W-O/N-S:

- Der Schnittpunkt der Transektlinien wird durch eine Zentroidbestimmung auf Basis der Abgrenzungen der Abbaustätte durchgeführt.
- Das Umfeld bleibt bei der Zentroidbestimmung unberücksichtigt.
- Sollte der Zentroid außerhalb der Abgrenzung der Abbaustätte liegen, ist der nächste Punkt auf der Polygonhülle heranzuziehen oder evtl. der Schnittpunkt durch das Lot auf das nächstgelegene Segment zu ermitteln.

### Transekt Größte Breite/Länge:

- Die jeweils am weitesten voneinander entfernt liegenden Punkte der nördlichen, südlichen, westlichen und östlichen Hälfte auf Basis der Abgrenzungen der Abbaustätte sind zu ermitteln und jeweils mit einander zu verbinden
- Das Umfeld bleibt unberücksichtigt.

### Transekt Rohstoffsicherung:

- Die Lagebestimmung ist äußerst schwierig. Denkbar wäre z.B. die Verbindung der Zentroide der Abbaustätte und des Rohstoffsicherungsbereichs als zentrale Achse. Zusätzlich Ermittlung der größten Ausdehnung des Rohstoffsicherungsbereichs. Parallele Verschiebung der Zentroidachse rechts und links um je ein Achtel der Länge der größten Ausdehnung (vgl. Abb. 26).
- Das Umfeld bleibt bei der Zentroidbestimmung unberücksichtigt.

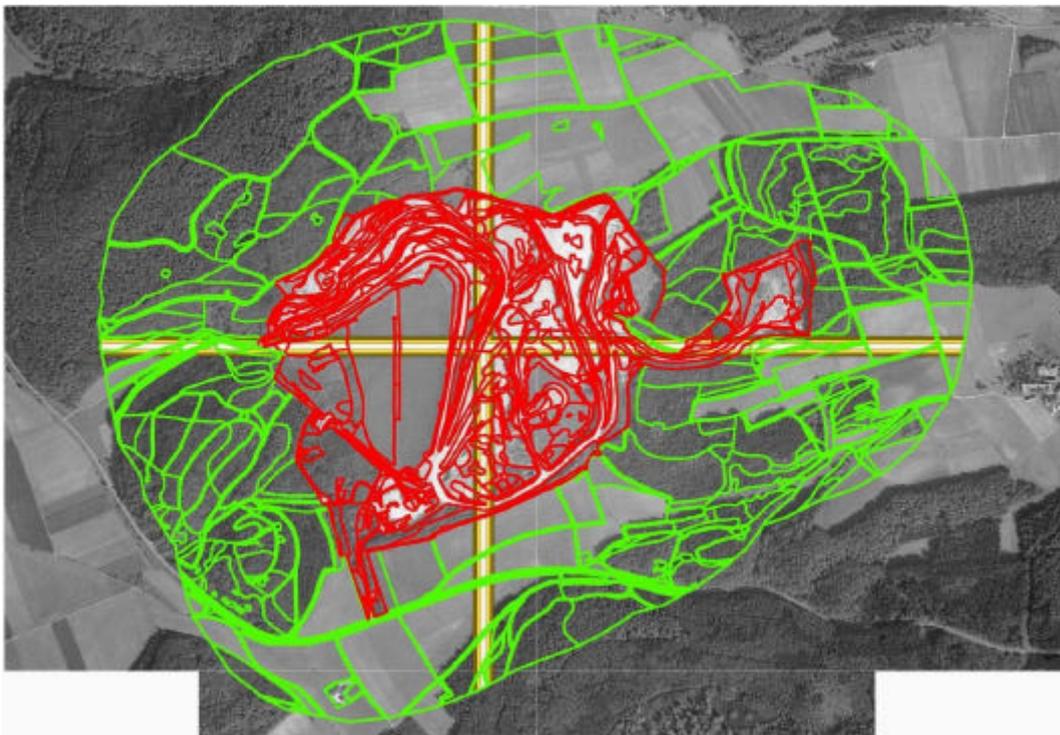


Abb. 27: Darstellung der Lage des Zwei-Linien-Transekt W-O/N-S. Grün: Biotope des Umfeldes, Rot: Biotope des Steinbruches. Puffer klassifiziert nach Pufferbreite von 10 m je rechts und links in abgestuft gelb.

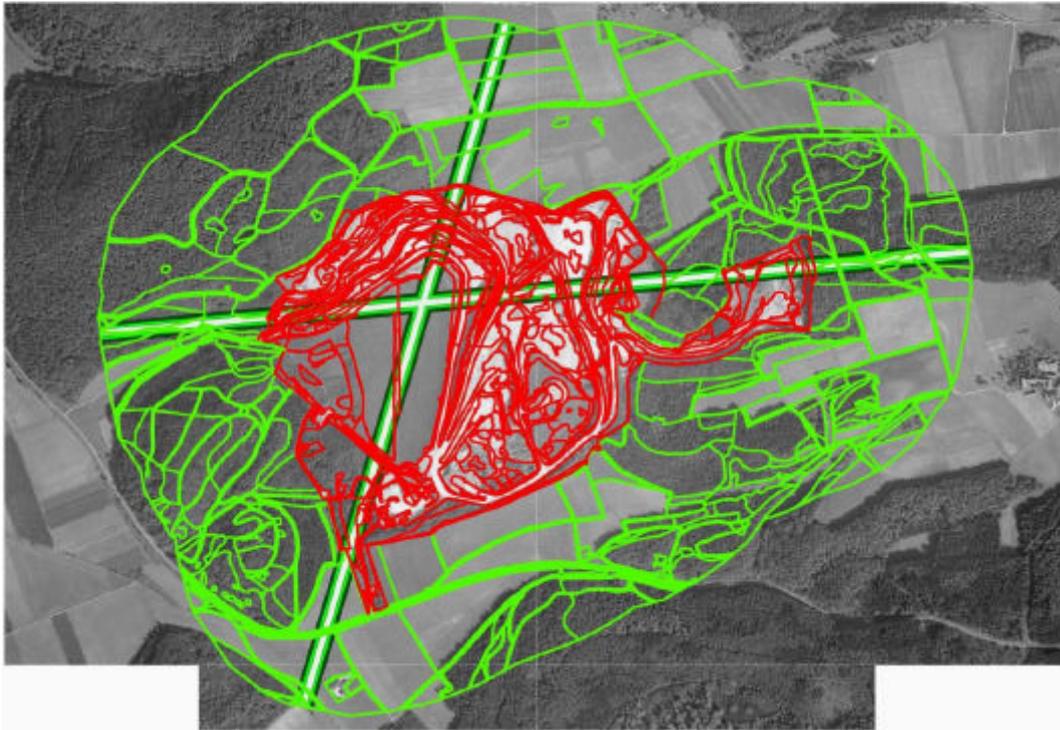


Abb. 28: Darstellung der Lage des Zwei-Linien-Transect Größte Breite/Länge. Legende: Grün: Biotope des Umfeldes, Rot: Biotope des Steinbruches. Puffer klassifiziert nach Pufferbreite von 10 m je rechts und links in abgestuft grün.

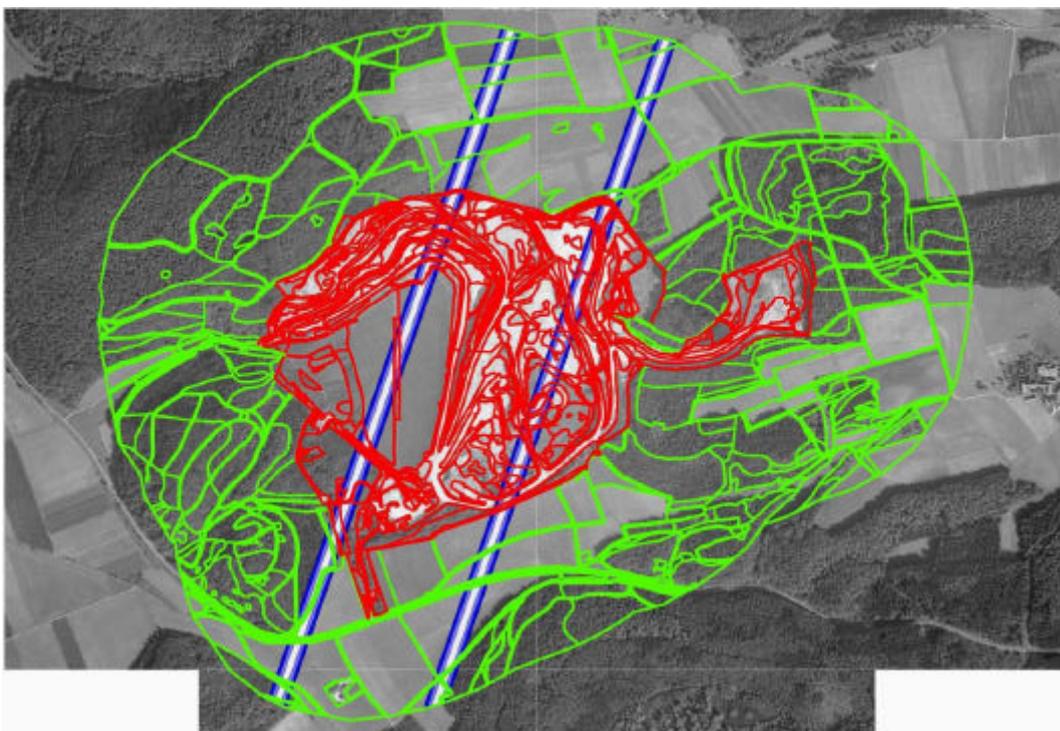


Abb. 29: Darstellung der Lage des Zwei-Linien-Transect Rohstoffsicherungsbereich. Legende: Grün: Biotope des Umfeldes, Rot: Biotope des Steinbruches. Puffer klassifiziert nach Pufferbreite von 10 m je rechts und links in abgestuft blau.

### 6.3.1.1 Kenndaten und beispielhafte Auswertung der drei Transektvarianten

#### Kenndaten

Die Kenndaten (Länge, Fläche, Anteile) der drei Varianten sind in Tab. vergleichend dargestellt.

Durch die Zwei-Linien-Transekte in der vorliegenden Form werden maximal zwischen 12,3 % und 15,0 % der Abbaustättenfläche (gesamter Puffer bis 30 m) dauerhaft erfasst. Dies kann als ein ausreichend hoher Wert eingestuft werden. Allerdings sind die Unterschiede mit 2,7 % (**Größte Breite/Länge** zu **Rohstoffsicherung**) absolut und v.a. relativ betrachtet mit fast 20 % Unterschied doch sehr hoch anzusehen.

Hinsichtlich des Umfeldes ergeben sich aufgrund der Flächengröße nur relativ niedrige Werte von maximal 3,9 bis 4,1 % (gesamter Puffer bis 30 m). Dieser Anteil erscheint zu gering zu sein, um eine statistische Absicherung zu gewährleisten. So erfasst das Transekte **Rohstoffsicherung** nur kleine Waldflächenanteile von rund 5 %, während das Transekt **W-O/N-S** zu rund 25 % und das Transekt **Größte Breite/Länge** zu rund 50 % im Wald liegt (vgl. Abb. 27, Abb. 28 und Abb. 29).

Tab. 25: Vergleichende Gegenüberstellung der metrischen Kenndaten der drei Varianten des Zwei-Linien-Transektes. Legende: je Abbaustätte / Umfeld (Gesamt).

	Länge [m]	Fläche [ha] Puffer 0-20 m	Fläche [ha] Puffer 0-40 m	Fläche [ha] Puffer 0-60 m
<b>W-O/N-S</b>	2.220 / 2.312 (4,533)	4,56 / 4,46 (9,02)	9,05 / 8,91 (17,96)	13,40 / 13,42 (26,82)
<b>Größte Breite/Länge</b>	2.549 / 2.164 (4.713)	5,15 / 4,23 (9,38)	10,19 / 8,49 (18,67)	15,10 / 12,78 (27,88)
<b>Rohstoffsicherung</b>	2.271 / 1.966 (4.237)	4,13 / 4,34 (8,47)	8,25 / 8,68 (16,93)	12,36 / 13,04 (25,40)

Tab. 26: Vergleichende Gegenüberstellung der prozentualen Kenndaten der drei Varianten des Zwei-Linien-Transektes. Daten Abbaustätte bezogen auf 100,90 ha; Daten des Umfeldes bezogen auf 324,47 ha. Legende: je Abbaustätte / Umfeld (Gesamt).

	Anteil Fläche [%] Puffer 0-20 m	Anteil Fläche [%] Puffer 0-40 m	Anteil Fläche [%] Puffer 0-60 m
<b>W-O/N-S</b>	4,5 / 1,4 (2,1)	9,0 / 2,7 (4,2)	13,3 / 4,1 (6,3)
<b>Größte Breite/Länge</b>	5,1 / 1,3 (2,2)	10,1 / 2,6 (4,4)	15,0 / 3,9 (6,6)
<b>Rohstoffsicherung</b>	4,1 / 1,3	8,2 / 2,7	12,3 / 4,0

	(2,0)	(4,0)	(6,0)
--	-------	-------	-------

### Beispielhafte Auswertung

Wie oben formuliert ergeben sich mehrere verschiedene Auswertungsmöglichkeiten für die Transektmethode, die als quantitative Ergebnisse zur Berechnung eines Indikators herangezogen werden können. Nachfolgend werden die Auswertungsergebnisse für die Zahl der Biotope bzw. Lebensräume bzw. für deren Randlinienlänge als ein Maß der Strukturvielfalt tabellarisch dargestellt (vgl. Tab. 27, Tab. 28, Tab. 29).

- Vergleicht man die Zahl der Biotope / Lebensräume der Abbaustätte mit dem Umfeld zeigt sich, dass bei der vorgenommenen Klassifizierung nach Tab. 31 die Zahl der Lebensräume in der Abbaustätte für die Transekte **Größte Breite/Länge** und **Rohstoffsicherung** immer höher ist als im Umfeld. Interessanterweise gilt dies nicht für die Variante **W-O/N-S**. Hier ist das Ergebnis umgekehrt. Die Anzahl der Lebensräume in der Abbaustätte sind hierbei mit Werten zwischen 23 und 28, nur ein Wert liegt bei 32, noch relativ ähnlich. Die Werte des Umfeldes schwanken dagegen zwischen 19 und 31. Ein deutlich Hinweis auf die nicht absicherbare Statistik dieser Methode.
- Hinsichtlich der Randlinienlängen sind dagegen alle Transektvarianten vergleichbar. Die Werte der Abbaustätte sind immer höher. Allerdings sind die Differenzen in Teilen gravierend. So weist der Wert der Variante **W-O/N-S** beim Puffer 0-20 m eine Differenz zwischen Steinbruch und Abbaustätte von 1.881 m auf und bei der Variante **Rohstoffsicherung** von 1.661 m auf. Bei der Variante **Größe Breite/Länge** liegt die Differenz dagegen bei 7.089 m. Auch hier nochmals ein deutlich Hinweis auf die nicht absicherbare Statistik dieser Methode.

Tab. 27: Vergleichende Gegenüberstellung der Ergebnisse der Verschneidung des Zwei-Linien-Transektes **W-O/N-S** mit den Biotoperhebungen 2006 von Steinbruch und Umfeld.

<b>W-O/N-S - Abbaustätte</b>	<b>Puffer 0-20 m</b>	<b>Puffer 0-40 m</b>	<b>Puffer 0-60 m</b>
<b>Zahl der Biotope/Lebensräume</b>	23	24	25
<b>Summe Randlinienlängen</b>	10.791	25.996	40.845
<b>W-O/N-S - Umfeld</b>	<b>Puffer 0-20 m</b>	<b>Puffer 0-40 m</b>	<b>Puffer 0-60</b>
<b>Zahl der Biotope/Lebensräume</b>	28	28	31
<b>Summe Randlinienlängen</b>	10.216	24.115	37.954

Tab. 28: Vergleichende Gegenüberstellung der Ergebnisse der Verschneidung des Zwei-Linien-Transektes **Größte Breite/Länge** mit den Biotoperhebungen 2006 von Steinbruch und Umfeld.

<b>Größte Breite/Länge - Abbaustätte</b>	<b>Puffer 0-20 m</b>	<b>Puffer 0-40 m</b>	<b>Puffer 0-60 m</b>
<b>Zahl der Biotope/Lebensräume</b>	25	28	32
<b>Summe Randlinienlängen</b>	11.182	27.732	44.246

<b>Größte Breite/Länge – Umfeld</b>	<b>Puffer 0-20 m</b>	<b>Puffer 0-40 m</b>	<b>Puffer 0-60 m</b>
<b>Zahl der Biotope/Lebensräume</b>	23	25	26
<b>Summe Randlinienlängen</b>	8.424	20.643	32.552

Tab. 29: Vergleichende Gegenüberstellung der Ergebnisse der Verschneidung des Zwei-Linien-Transektes **Rohstoffsicherung** mit den Biotoperhebungen 2006 von Steinbruch und Umfeld.

<b>Rohstoffsicherung - Abbaustätte</b>	<b>Puffer 0-20 m</b>	<b>Puffer 0-40 m</b>	<b>Puffer 0-60 m</b>
<b>Zahl der Biotope/Lebensräume</b>	23	23	25
<b>Summe Randlinienlängen</b>	9.058	22.352	35.420

<b>Rohstoffsicherung - Umfeld</b>	<b>Puffer 0-20 m</b>	<b>Puffer 0-40 m</b>	<b>Puffer 0-60 m</b>
<b>Zahl der Biotope/Lebensräume</b>	19	19	22
<b>Summe Randlinienlängen</b>	8.520	20.691	33.025

### 6.3.2 Vier-Linien-Transekt

Um die Schärfe und Qualität des Monitorings zu erhöhen, könnte es sich anbieten, anstatt zwei Transekten vier Transekte durch die Abbaustätte zu legen. Die Breite kann hierbei analog dem Zwei-Linien-Transekt sein oder die Breite wird auf 30 m in je 3 Puffern à 10 m (5 m rechts/links der Mittellinie) verringert.

Allerdings ist es schwierig, die konkreten Parameter der Lage der Transektlinien zu definieren. Eine Option zur Definition der Lageparameter bei der Variante **W-O/N-S** wäre z.B. vom Zentroid der Abbaustätte ausgehend die halbe Entfernung bis zum Schnittpunkt Umfeld als neues Zentrum zu wählen. Hierdurch ergeben sich vier neue Punkte. Aber schon der Steinbruch Vohenbronnen zeigt die Problematik aufgrund des nach Osten auszahnenden Steinbruchteils. Die Abb. 28 zeigt, dass die Linie NNO-SSW verlaufende Linie des Transektes **Größte Breite/Länge** bereits relativ nahe am westlichen Steinbruchrand legt. Eine sinnhafte Anordnung von vier Linien ist in Folge schwierig. Vereinfachte Test an anderen Abbaustätten zeigen vergleichbare Probleme.

Die oben bei den Zwei-Linien-Transekten dargestellten Probleme der statistischen Absicherung gelten auch hinsichtlich der Vier-Linien-Transekte, wenn auch die Abweichungen geringer zu sein scheinen.

Auf eine Ermittlung der Kenndaten wird verzichtet (vgl. Diskussion unten).

#### **6.4 Monitoring durch Dauerflächen**

Die klassische Monitoringmethode setzt eine raumscharfe und dauerhafte Festlegung der Aufnahme­fläche voraus. So agiert z.B. das schweizerische Messnetz mit insgesamt 1.600 10 m<sup>2</sup> großen Flächen, deren Eckpunkte dauerhaft durch im Boden versenkte Magneten gesichert werden. Die dauerhafte und sichere Auspflockung in Fels­gestein ist zwar möglich, der notwendige Aufwand (großer Bohrhammer, leistungsfähiger dieselbetriebener Stromgenerator) ist allerdings groß.

Auf Rohbodenstandorten, insbesondere auf denen mit tonig-mergeligen Substraten ist die Bodendynamik im Winter durch Gefrieren und Auftauen aber so hoch, dass die Verpflockungsnägel auch bei tiefer Verankerung nicht dauerhaft im Substrat bleiben (vgl. Abb. 30). Bei einem Erhebungszyklus alle fünf Jahre ist somit nicht zu garantieren, dass die Eckpunkte ohne weiteres wieder gefunden werden können.

Das wesentliche Kernproblem einer dauerhaften Monitoringfläche ist aber der mehr oder weniger dynamische Abbau. Ein Problem, welches um so gravierender ist, je weniger mächtig die Rohstofflagerstätte ist. Je geringmächtiger die Lagerstätte ist, desto schneller „wandern“ die Abbaustätten durch die Landschaft. An einer Stelle wird abgebaut, an der anderen sofort wieder verfüllt und rekultiviert. Die Abbaustätte bleibt hierdurch i.d.R. auch relativ klein. So weisen die, allerdings aufgelassenen, Gipssteinbrüche in Bayern nach GILCHER & TRÄNKLE (2005) nur eine Fläche von 11,2 ha auf. Analoges gilt für viele Abbaustätten im Kies und Sand. Die Abbaustätten der Zementindustrie sind dagegen deutlich größer (vgl.

Abb. 31). Nach BDZ/VDZ (2001) sind die Abbaustätten in der Mehrzahl zwischen 25 ha und 150 ha groß. Der Steinbruch Vohenbronnen wies 1993 eine Fläche von 100,90 ha auf.

Und selbst in diesen großen Abbaustätten ist die feste Lage einer Aufnahme­fläche, wie die Analysen der Abbaustände zwischen 1998 bis 2006 zeigen, insbesondere im zentralen Steinbruchteil an vielen Stellen kaum mehr 3-10 Jahre garantiert. Im Bereich des laufenden, intensiven Abbaus wären Dauerflächen ohnehin nicht möglich.



Abb. 30: Beispiel für eine frostbedingte Wirkung auf Verpflockungsnägel nach einem Winter.

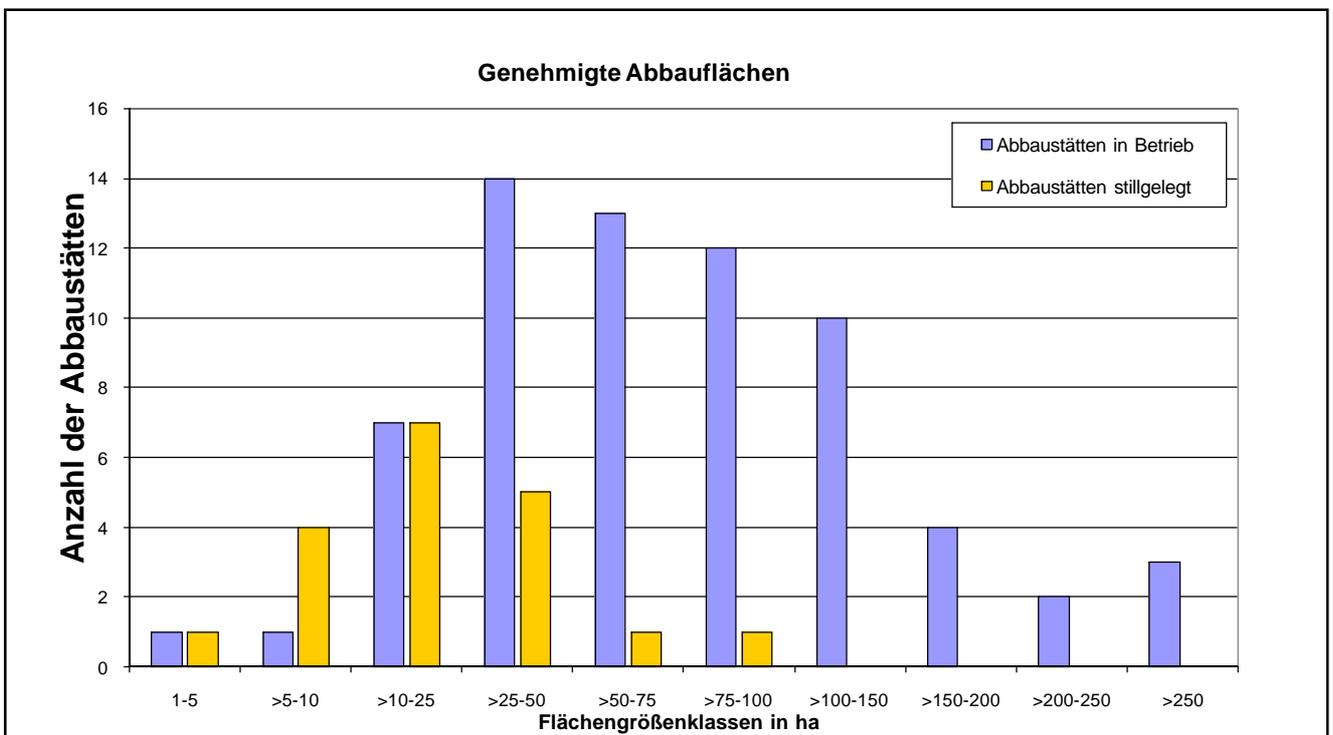


Abb. 31: Größenklassen genehmigter Abbauflächen (n = 19 [stillgelegt], n = 67 [in Betrieb]). Daten nach BDZ/VDZ (2001).

## 6.5 Schlussfolgerung und Handlungsvorgaben

Drei Erfassungsmethoden wurden oben dargestellt und für zwei Methoden (Zwei-Linien-Transekt und vollständige Erfassung) die Kenndaten ermittelt.

### Monitoring durch Dauerflächen

⇒ Die Anlage von Dauerflächen ist v.a. aufgrund der Abbaudynamik nicht zu empfehlen.

### Vier-Linien-Transekt

Das Vier-Linien-Transekt hat kaum Vorteile gegenüber der Methode „Vollständige Erfassung“. Der zeitliche und damit monetäre Erhebungsaufwand wird in den meisten Fällen zumindestens bei Steinbrüchen ähnlich oder nur wenig günstiger sein. So muss z.B. die Kartierung an jeder Abbauwand beendet werden, diese Abbauwand dann umlaufen werden, um am nächsten Ansatzpunkt ober- oder unterhalb der Abbauwand die Kartierung fortzuführen. Bei großen Abbaustätten resultieren hieraus ganz erhebliche Wegstrecken, wie die Auswertung für die Zwei-Linien-Transektvariante **Größte Breite/Länge** zeigt. Die beiden Transekte weisen Luftlinie eine Länge 2.549 m auf. Um die Daten tatsächlich zu erfassen resultiert aber eine Weglänge von 8.487 m. Ein Problem, das bei Kiesgruben in dieser Art und Weise allerdings nicht oder in deutlich geringerem Umfang vorhanden ist.

Zusätzlich weist das Vier-Linien-Transekt aber die gleichen methodischen Probleme wie das Zwei-Linien-Transekt auf: Es werden nur Teilflächen erfasst, deren statistische Absicherung nicht befriedigend gelöst werden kann. Zudem ist gegenüber dem Zwei-Linien-Transekt die Charakterisierung der Anlagerparameter ungleich schwieriger, da nicht auf so relativ einfache Daten wie einen Zentroid zurückgegriffen werden kann.

⇒ Vor diesem Hintergrund erscheint es nicht sinnvoll, die Methode des Vier-Linien-Transektes zu empfehlen.

### Zwei-Linien-Transekt

Gegenüber dem Vier-Linien-Transekt ist der Erhebungsaufwand in Abhängigkeit der Steinbruchform und Größe für das Zwei-Linien-Transekt um rund 50 % günstiger. Die Auswertungen der Kenndaten zeigen aber deutlich, dass die Schwankungen zwischen den unterschiedlichen Varianten (**W-O/N-S**, **Größte Breite/Länge**, **Rohstoffsicherung**) des Zwei-Linien-Transekts ganz erheblich sein können (vgl. Abschnitt 6.3.1.1). Versuche der Übertragbarkeit auf andere Abbaustätten erbringen analoge Ergebnisse. Letztendlich ist die statistische Absicherung nicht zu gewährleisten, ohne größere Testreihen durchzuführen.

Verschiedene Indikatoren basieren auf der Verhältnisbildung von z.B. Fläche der Wanderbiotope zu Fläche des Steinbruchs. Diese Indikatoren können durch die Transektmethode, unabhängig von der statistischen Absicherung, nicht genügend ermittelt werden. Für den Steinbruch Vohenbronnen ergibt sich z.B. das Problem, dass die besonders relevanten und

großen Wanderbiotope im Südosten und im Westen durch die Transektmethode **W-O/N-S** und **Größte Breite/Länge** nur ungenügend erfasst werden und so der Indikatorwert schlechtere Ergebnisse aufweist, als der Steinbruch tatsächlich aufweist (vgl. Abb. 32).

Hinsichtlich der Variante **Rohstoffsicherung** ergibt sich noch die zusätzliche Problematik, dass die Anlageparameter nur schwierig zu charakterisieren sind. Vor dem Hintergrund der doch erheblichen Abweichungen der Form und Größe von Abbaustätten, der Rohstoffsicherungsbereiche und deren Lage zueinander ist davon auszugehen, dass sich für eine mehr oder weniger große Zahl von Abbaustätten keine befriedigende Lösung erarbeiten lässt.

Letztendlich gilt dies auch für die Varianten **W-O/N-S** und **Größte Breite/Länge**. Es kann auch für diese Varianten nicht sicher gestellt werden, dass die Transekte statistisch ausreichend in der Abbaustätte und ihrem Umfeld zu liegen kommen. Völlig unklar ist hierbei insbesondere, für welchen Anteil der Abbaustätten Probleme resultieren.

⇒ Vor diesem Hintergrund erscheint es nicht sinnvoll, die Methode des Zwei-Linien-Transektes zu empfehlen.

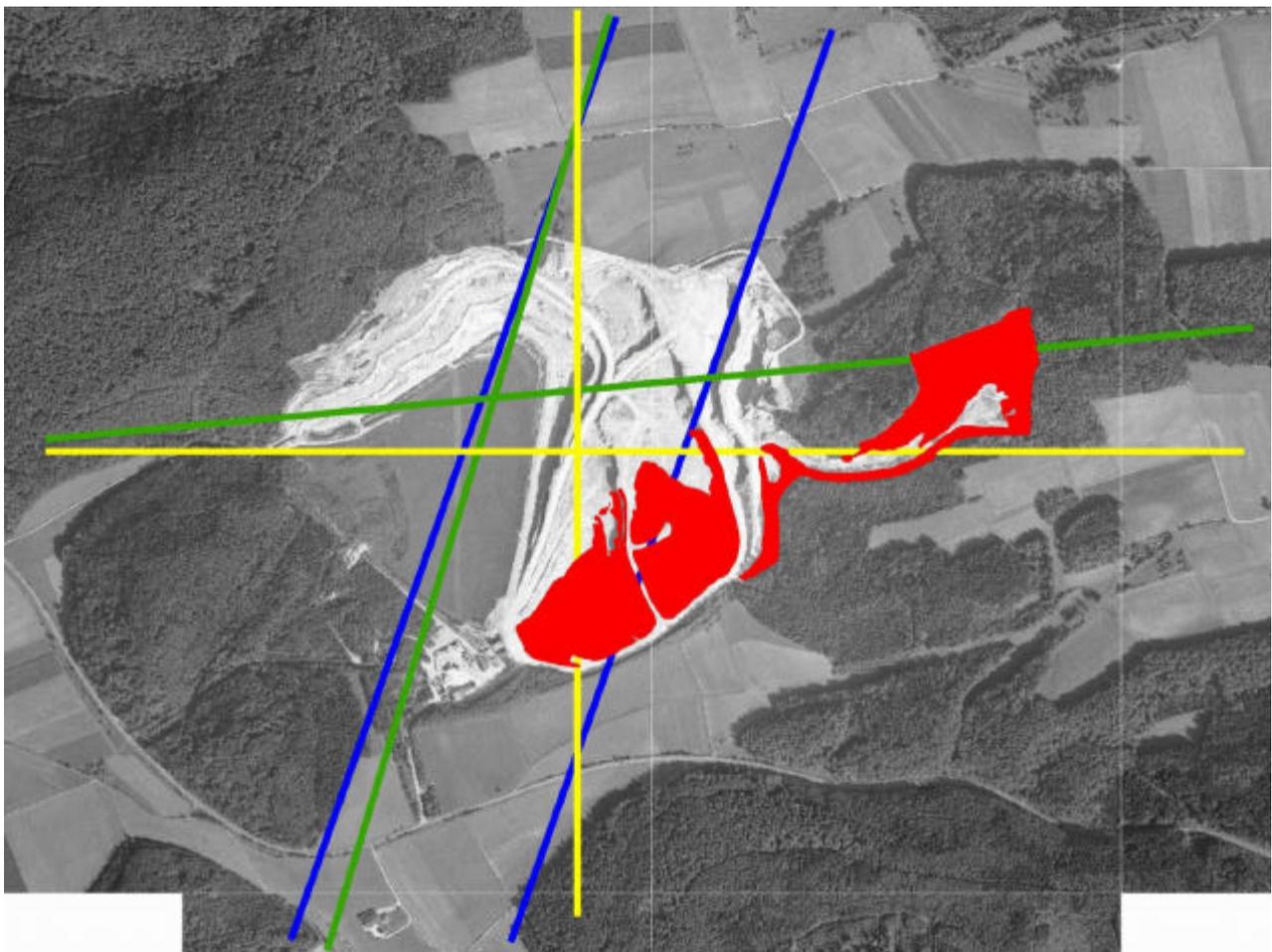


Abb. 32: Vergleich der Lage der Transekte im Verhältnis zur Lage der großen naturschutzfachlich relevanten Wanderbiotope. Gelb: Transekt **W-O/N-S**, grün = Transekt **Größte Breite/Länge**, blau = Transekt **Rohstoffsicherung**, rot = Wanderbiotope.

## **Vollständige Erfassung von Abbaustätte und Umfeld**

Die vollständige Erfassung der gesamten Abbaustätte und ihres Umfeldes ist die aufwändigste und damit auch die teuerste Methode. Sie liefert aber die mit Abstand besten und v.a. von jeder Unsicherheit freien Ergebnisse. Jeder der formulierten Indikatoren lässt sich ohne Einschränkung auf Basis dieser Datenerhebung berechnen.

### **Kartierungsvorgaben**

⇒ Als Empfehlung wird trotz des höheren Aufwandes, aber aufgrund der umfassenden und statistisch abgesicherten hierdurch zu ermittelnden Datenbasis die Erfassung der gesamten Abbaustätte als Monitoring vorgeschlagen.

## **7 Handlungsvorgaben für die Erhebungsmethodik und -umfang**

### **7.1 Artengruppenauswahl**

Folgende Artengruppen werden vorgeschlagen:

- Biotop und Flora,
- Avifauna (je nach Abbaustättengröße optional),
- Amphibien (je nach Abbaustättengröße optional),
- Libellen (je nach Abbaustättengröße optional),
- Tagfalter und Widderchen (in jedem Fall optional).

So wünschenswert es wäre noch weitere Artengruppen wie z.B. Laufkäfer, Heuschrecken, Wildbienen, Fledermäuse oder Spinnen zu erheben, so aufwändig ist die Erhebungen dieser Artengruppen insbesondere dann, wenn Bezüge zum Umfeld hergestellt werden sollen. Die hier aufgenommenen Artengruppen stellen einen repräsentativen Querschnitt dar. Mit dem hier vorgestellten Erhebungsumfang geht der Untersuchungsrahmen bereits deutlich über das hinaus, was derzeit in Deutschland durchgeführt wird. Eine Erweiterung des Untersuchungsprogramms ist zudem jederzeit möglich, wenn sich in Deutschland die Erhebung der Indikatoren etabliert hat bzw. die Indikatorensets bestimmt wurden.

Wie in Abschnitt 9.4 dargestellt sind die zu erhebenden Artengruppen nach der Größe der Abbaustätte wie folgt zu differenzieren (s. Tab. 30)

Tab. 30: Nach Größe der Abbaustätte abgestuftes Untersuchungsprogramm zur Ermittlung der Grundlagendaten. (X = Erhebung ist Standard, A = Abbaustätte, U = Umfeld, TK = Quadrant der Topographischen Karte 1:25.000)

Abbaustätte / Größe	Biotope	Flora	Vögel	Amphibien	Libellen	Tagfalter
Sehr große Abbaustätten (> 75 ha)	X (A/U)	X (A/U/TK)	X (A/U)	X (A/U)	Optional (A/U)	
Große Abbaustätten (> 25-75 ha)	X (A/U)	X (A/U/TK)	X (A/U)	Optional (A/U)	-	-
Mittlere Abbaustätten (= 10-25 ha)	X (A/U)	X (A/U/TK)	Optional (A/U)	-	-	-
Kleine Abbaustätten (< 10 ha)	X (A)	X (A, TK)	-	-	-	-

### Ergänzende Erläuterungen

- Für die kleinen Abbaustätten beschränkt sich die Erhebung auf Biotope und Flora. Das Umfeld kann vereinfacht über den Einbezug der Pflanzenartenzahl des jeweiligen Quadranten der Topographischen Karten 1:25.000 erfolgen. Damit die kleinen Abbaustätten mit den größeren Abbaustätten vergleichbar bleiben, ist der Bezug zum TK-Quadranten für alle Abbaustätten herzustellen.
- In Abhängigkeit der Größe der Abbaustätten wird vorgeschlagen, die Taxozönosen der Vögel, Amphibien, Libellen und Tagfalter je nach den spezifischen Bedingungen der Abbaustätte mit fachlicher Begründung optional auszuwählen.

## 7.2 Erhebungsumfang

Zur Ermittlung der Indikatoren sind nicht die umfangreichen Untersuchungsmethoden wie z.B. für wissenschaftliche Erhebungen oder für die Eingriffsregelung anzuwenden.

### Alle Artengruppen

- Die Erhebungszeitpunkte müssen sich aber an den allgemeinen Empfehlungen orientieren (SCHLUMPRECHT 1999; PLACHTER et al. 2003).

### Biotope und Flora,

- 1-malige Erhebung
- In Biotopen, wo wertgebende Frühjahrs- oder Herbstblüher zu erwarten sind, 2-3malige Erhebung

- Abgrenzung der Biotope im Maßstab 1:250, ggf. bei relevanten Biotopen/Teillebensräumen kleiner

### **Avifauna**

- 4-5malige Erhebung i.d.R. von Februar bis August/September
- Für wertgebende Arten (z.B. Arten des Anhang I VSch-RL, Arten der Roten Listen) Erfassung der Fortpflanzungsstätte bzw. des Reviers als Punktdaten

### **Amphibien**

- 4-5malige Erhebung i.d.R. von März bis Juli/August

### **Libellen**

- 4-5malige Erhebung i.d.R. von April/Mai bis August/September

### **Tagfalter und Widderchen**

- 4- bis 6-malige Erhebung i.d.R. im Frühjahr, Sommer und Herbst.

## **8 Abgrenzung der Lebensräume**

### **8.1 Lebensräume der Abbaustätte**

#### **8.1.1 Wanderbiotope**

Die große Bedeutung von Steinbrüchen für den Arten- und Biotopschutz begründet sich im Wesentlichen aus der Vielzahl von kleinräumig verzahnten Teillebensräumen bzw. Entwicklungsbereiche für Flora und Fauna unterschiedlichen Alters im räumlichen und zeitlichen Kontext. Die Kombination von oft extremen standörtlichen Gegensätzen, wie sie in der umgebenden Kulturlandschaft nicht mehr oder fast nicht mehr zu finden sind, lassen eine große Strukturvielfalt entstehen, die die Voraussetzung für die Ansiedlung von zahlreichen Pflanzen- und Tierarten ist.

Diese Teillebensräume in Abbaustätten werden MLR (1998) und TRÄNKLE & BEIßWENGER (1999) folgend unter dem Begriff des „Wanderbiotop“ zusammengefasst. Der Begriff wird durch BDZ/VDZ (2002; 2003) weiter verbreitet und hat auch Eingang in die Handlungsanleitung des Bundesamt für Naturschutz zur Bearbeitung der Eingriffsregelung bei Abbaustätten

gefunden (vgl. MÜLLER-PFANNENSTIEL et al. (2003)). Der Begriff generiert sich aus der Tatsache, dass die in einer Abbaustätte entstehenden Teillebensräume sukzessive im Laufe des Abbaufortschritts verloren gehen, im Vorfeld aber bereits an anderer Stelle in gleicher oder ähnlicher Ausbildung wieder neu entstanden sind. Die Teillebensräume „wandern“ so in der Abbaustätte hin und her.

Je nach betrachteter Artengruppe muss ein Wanderbiotop unterschiedlichen Anforderungen erfüllen. Amphibien wie der Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) oder der Wechselkröte (*Bufo calamita*) genügen unbewachsene flache temporäre Gewässer, die im Laufe des Abbaus permanent innerhalb kürzester Zeit entstehen können. Typisches Beispiel sind Fahrspuren der Schwerkraftwagen. Der Laubfrosch (*Hyla arborea*) benötigt bereits eine ausgebildete Strauchschicht, am besten in unmittelbarer Nähe eines tieferen Gewässers. Die Entwicklung eines derartigen Biotops setzt aber rund 5-10 Jahre Entwicklungszeit voraus. der Flussregenpfeifer (*Charadrius dubius*) benötigt eine Kombination aus nahezu unbewachsenen großräumigen Stein-, Kies- oder Rohbodenfluren, aber mit der Nähe befindlichen zumindest temporären Gewässern. Der erstere Wanderbiotopteil entsteht im Zuge des Abbaus laufend und kann und wird häufig innerhalb weniger Jahre besiedelt. Der zweite Wanderbiotopteil benötigt u.U. deutlich längere Entwicklungszeiten, z.B. dann, wenn nicht genügend Feinmaterial zur fluvialen Einschwemmung in Senken vorhanden ist. Uhu (*Bubo bubo*) und Wanderfalke (*Falco peregrinus*) nutzen die Abbauwände, sofern geeignete Nischen vorhanden sind und die Wände nicht aufgrund zu weicher Gesteine (z.B. Mergel) permanent erodieren. Orientiert sich der Abbaubetrieb von einer frisch geschaffenen Abbauwand weg, erfolgt die Besiedlung bei geeigneter Struktur sehr schnell. Bruten selbst wenige Dutzend Meter neben einem laufenden Abbau sind durchaus möglich. Hinsichtlich der Flora sind die Unterschiede ähnlich deutlich. Feuchtlebensräume, Mutterboden- oder Aushubhalden werden i.d.R. sehr schnell besiedelt, während trockene oder wechsellückige, tonige Lebensräume aufgrund ihrer extremeren Standortbedingungen längere Zeit bis zu einer relevanten Besiedlung benötigen. Die lange Jahre ständig in Bewegung befindliche Erosionshalden unterhalb der Steilwände oder vollständig erodierte Steilböschungen sind extreme Lebensräume. Feinmaterialhaltige Standorte (z.B. Mergelhalden) werden schnell durch *Tussilago farfara* (Huflattich) besiedelt, während die fein- bis grobschuttigen Standorte kaum krautige Pflanzenarten (z.B. *Geranium pyrenaicum* (Pyrenäen-Storchschnabel) aufweisen, aber neben den Feuchtstandorten die zentralen Ansiedlungspunkte für eine relevante Gehölzvegetation sind. Trotz oder gerade wegen der geringen Besiedlungsdichten sind aber z.B. die Feinmaterialhalden relevante Lebensräume für wertgebende seltene Käfer- oder Spinnenarten, die wiederum in kurzer Zeit auftreten können.

TRÄNKLE & BEIßWENGER (1999) und BDZ/VDZ (2002) haben eine zeitliche und/oder taxozönosenspezifische bzw. lebensraumtypenspezifische Abgrenzung getroffen, die im Rahmen von Managementempfehlungen für die Abbaubetrieb durchaus sinnvoll sind und beibehalten werden sollten. Drei typische Beispiele werden folgend genannt:

- **Flora:** Als Wanderbiotope können alle Bereiche gelten, die auf extremen Standorten (zum Beispiel Sohle, Abraumhalden etc.) länger als 10 Jahre bestehen bleiben.

- **Flussregenpfeifer:** Extreme Standorte wie großräumige Sohlen können unter der Prämisse, dass im Naturraum das Vorkommen der Vogelart bekannt ist nach 1-2 Jahren als Wanderbiotop eingestuft werden.
- **Insektenfauna:** Nährstoffreiche und/oder tiefgründige Standorte mit guter Wasserverfügbarkeit (z.B. Oberboden- oder Erdaushubhalten) weisen innerhalb kürzester Zeit eine dichte Besiedlung auf und können ab 2-3 Jahren Alter als Wanderbiotope eingestuft werden.

Im Rahmen der Ermittlung von Indikatorenwerten sind diese Abgrenzungen aber nicht eindeutig und müssten in erheblichem Maße differenziert und dadurch kompliziert werden. Die einzig sinnvolle Abgrenzung erfolgt somit auf Basis der Erfahrung der Autoren in Form einer Setzung wie folgt:

⇒ Alle Flächen, auf denen mindestens 2-3 Jahre lang kein aktiver Abbau erfolgt, sind als Wanderbiotope einzustufen.

### **8.1.2 Teillebensräume, Pflanzengesellschaften, -bestände und Biotoptypen**

Die Lebensräume in Steinbrüchen entsprechen nicht unbedingt der klassischen Abgrenzung von Biotoptypen. Die in Baden-Württemberg angewandte Biotoptypenklassifizierung differenziert Abbaustätten nur in sehr einfacher Art und Weise und wird damit weder dem Naturschutzwert von Abbaustätten noch der standörtlichen Vielfalt auch nur ansatzweise gerecht. Zwei Abgrenzungen sind denkbar und werden in der Fachliteratur angewandt:

#### **8.1.2.1 Konzept der Teillebensräume**

Zahlreiche Autoren haben schon frühzeitig begonnen, die Lebensräume in Abbaustätten zu klassifizieren. Die erste zusammenfassende Darstellung liefern TRÄNKLE et al. (1992) auf Basis zahlreicher (z.B. MÜLLER, H. 1990; DICKE 1989; KUNDEL et al. 1987; NEUHAUS 1987; POSCHLOD 1985; 1986; POSCHLOD & MUHLE 1985; LOSKE 1984; SKALLER 1977).

Steinbrüche können auf Basis von TRÄNKLE et al. (1992) in kleinere Kompartimente, die so genannten „Teillebensräume“ unterteilt werden. Die Unterteilung basiert auf geomorphologischen, deutlich ansprechbaren Kriterien (z. B. Verwitterungshalde, Abraumhalde, Sohle etc.). Die standörtliche Vielfalt wird durch Expositionsunterschiede, Nährstoffgehalt, Wasserhaushalt, Gestein, Feinmaterialanteil, Bodenverdichtung etc. noch wesentlich erhöht. Steinbrüche verfügen dadurch über ein feines Standortsmosaik mit zahlreichen Übergangsbereichen.

#### **8.1.2.2 Konzept der Pflanzengesellschaften, -bestände und Biotoptypen**

TRÄNKLE (1997) und folgend auch GILCHER & TRÄNKLE (2005) lösen sich auch von den „klassischen“ pflanzensoziologischen Einstufungen nach OBERDORFER (1992-1993). TRÄNKLE (1997) formuliert hierzu „Pflanzensoziologische Gesichtspunkte gehen nur am Rande ein, da

die Arbeit nicht die Einordnung bzw. Klassifizierung der vorgefundenen Vegetation in ein bestehendes hierarchisches System anstrebt, sondern anwendungsorientierte Fragestellungen bearbeitet.“

Ökologische Artengruppen haben den Vorteil, dass sie für "angewandte Fragen der Landschaftsökologie besonders gut geeignet sind" (PFADENHAUER 1993). Die Verwendung von pflanzensoziologischen Begriffen täuscht zudem eine Genauigkeit vor, die in vielen Fällen nicht vorhanden ist, weil Pflanzengesellschaften im eigentlichen Sinne v.a. bei betriebenen Steinbrüchen oft nur fragmentarisch entwickelt sind oder wichtige Kennarten permanent fehlen (TRÄNKLE et al. 1992). Hier sollte im Sinne OBERDORFERS (1992-1993) gehandelt und diese "Vegetationsbilder" um "der Klarheit und Folgerichtigkeit der Begriffe willen" nicht als Typen abstrahiert und als Assoziationen bezeichnet werden. Alle nicht in diesem Kontext fassbaren Vegetationstypen werden als Gesellschaften bezeichnet. Die Benennung erfolgt nach dominanten oder typischen Arten (z.B. *Tussilago farfara*-Gesellschaft) (vgl. OBERDORFER 1992-1993).

Zur Differenzierung könnten konkrete Pflanzenvergesellschaftungen auch als Bestände und mit den entsprechenden pflanzensoziologischen Begriffen benannt werden. Die Systematik ist aber schon deutschlandweit nicht einheitlich und noch viel weniger europaweit. Die Vorgabe eines einheitlichen Systems ist somit kaum möglich. Vgl. hierzu auch die Diskussion in Abschnitt 8.2.

Da verschiedene Indikatoren direkte Vergleiche mit dem Umfeld heranziehen, sind neben den Gesellschaftseinstufungen auch die Klassifizierung nach Biotoptypen eine sinnvolle Alternative.

### 8.1.3 Schlussfolgerung und Handlungsvorgaben

- Teillebensräume, die aufgrund fehlender oder lückiger Flora/Vegetation nicht als Gesellschaften oder als Biotoptypen eingestuft werden können, sind nach der Systematik Teillebensräumen (vgl. Tab. 31) zu klassifizieren (vgl. TRÄNKLE 1997). Folgend zwei Beispiele:  
Großräumige Sohlstandorte ohne Vegetation, die z.B. Lebensraum für den Flussregenpfeifer sind.  
Frische temporär bis dauerhaft mit Wasser gefüllte Fahrspuren, die Lebensraum z.B. der Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) sind.
- Teillebensräume, die ausreichend Vegetation aufweisen, aber nicht den gängigen Biotopklassifizierungen entsprechen sind nach den dominanten Pflanzenarten als Gesellschaften einzustufen (vgl. Tränkle 1997). Folgend zwei Beispiele:  
*Sanguisorba minor*-Gesellschaft oder *Tussilago farfara*-Gesellschaft auf Mergelhalden.  
*Poa compressa*-*Daucus carota*-Gesellschaft auf trockenen Sohlstandorten
- Ist eine zwanglos Klassifizierung nach den gängigen Biotopschlüsseln möglich, sind diese Einstufungen heranzuziehen.

### 8.1.4 Tabellarische Zusammenfassung der Klassifizierung nach Teillebensräumen

In Tab. 31 sind die heranzuziehenden Teillebensräume zusammengefasst.

Tab. 31: Klassifikation der Teillebensräume in Abbaustätten in alphabetischer Sortierung.

Teillebensraum	Weitere Differenzierung (sofern keine Einstufung als Gesellschaft oder Biotoptyp möglich)
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Abraumhalden</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Das Plateau ist getrennt zu erfassen</li> <li>- Die Seitenflächen sind getrennt zu erfassen, wobei für diese die Vorhaben bei den Verwitterungshalden heranzuziehen sind, da sich die ökologischen Standortcharakteristika nicht oder nicht relevant unterscheiden.</li> <li>- In Kombination mit mehr oder weniger ruhend</li> <li>- In Kombination mit mehr oder weniger rutschend und aktiv</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Anthropogene Substrate (Asphalt, Betontrümmer)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Keine weitere Differenzierung</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Betriebsgebäude, Maschinen, Ruinen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Keine weitere Differenzierung</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bermen (Abbausohlen)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- S. Steinbruchsohlen</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Erdaushubhalden, Erdrutsche</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Hier wird sich i.d.R. die Klassifizierung nach Biotoptypen anbieten</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fahrwege</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Keine weitere Differenzierung</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fahrweghalden (die die Fahrwege häufig begleitenden niedrigen Halden)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- I.d.R. Erfassung als Komplex ohne Differenzierung nach Substrat</li> <li>- Sofern groß s. Abraumhalden</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Felswand mit Felssimsen, -köpfen, Spalten und Klüften</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Hartgesteine, nur wenig erodierende Gesteine (z.B. ideal für Felsbrüter)</li> <li>- Gebankte, geblockte Gesteine, höhere Erosionsgefährdung (z.B. nur wenig geeignet für Felsbrüter)</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Förderbänder, Eisenbahntrassen, Gondelsysteme</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Hier wird sich i.d.R. die Klassifizierung nach Gesellschaften oder Biotoptypen anbieten</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gewässer ausdauernde mit Flach- und Tiefwasserzonen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Flachwasserzonen</li> <li>- Tiefwasserzonen</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gewässer ephemere (in Senken, Rinnen, Fahrspuren etc.)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- I.d.R. Erfassung als Standortkomplex ohne weitere Differenzierung</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Rekultivierte und zwischenrekultivierte Bereiche (Ansaaten, Pflanzungen etc.)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Hier wird sich i.d.R. die Klassifizierung nach Gesellschaften oder Biotoptypen anbieten</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Schleifschlammbecken, Waschwasserbecken</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- I.d.R. Erfassung als Standortkomplex ohne weitere Differenzierung</li> </ul>

Teillebensraum	Weitere Differenzierung (sofern keine Einstufung als Gesellschaft oder Biotoptyp möglich)
• Schutthalden	- S. bei Abraumhalden
• Steinbruchrand	- Thermo- bis xerotherme Standorte
	- Mesophile Standorte
	- Schattige bis hygrophile Standorte
• Steinbruchsohlen mit Felsblöcken, Schutthaufen, Steinhaufen etc.	- Substratauflage > 5 cm
	- Substratauflage 5-15 cm
	- Substratauflage > 5 cm
	- In Kombination oder mit dem Verdichtungsgrad
• Steilwand mit Felssimsen, -köpfen, Spalten und Klüften	- S. bei Felswänden
	- Wände aus weichen, stark erodierenden Gesteinen (z.B. nicht geeignet für Felsbrüter)
• Verwitterungshalden vor den Bruchwänden	- Aufgebaut vorwiegend aus Grobschutt (Anteil > 80 %)
	- Aufgebaut vorwiegend aus Mittelschutt (Anteil > 80 %)
	- Aufgebaut vorwiegend aus Feinschutt bis sandig-tonigen Substraten (Anteil > 80 %)
	- In Kombination mit der Korngröße: mehr oder weniger ruhend
	- In Kombination mit der Korngröße: mehr oder weniger rutschend und aktiv
	- Eine Differenzierung nach Haldenschulter, Mittelteil oder Haldenfuß ist nur in Ausnahmen durchzuführen

Die Klassifizierung kann durch folgende Kriterien weiter differenziert werden:

- Deckungsgrad der Vegetation. Sinnvolle Klassifizierung sollten nicht zu detailliert sein und sich an folgenden Maßstäben orientieren: Schätzung der prozentualen Deckung in vier Klassen: [ 5, [ 15, [ 50, [ 100%.
- Alter der Standorte, sofern sich hieraus besondere Vegetationsformen ableiten lassen. Z.B. besonders moos- und/oder flechtenreiche Stadien auf älterem Blockschutt.

## 8.2 Lebensräume des Umfelds

Für die Indikatoren ist zumindest in Teilen auch die Erhebung des Umfelds notwendig. Als Grundlagendaten ist die Abgrenzung der Lebensräume, d.h. der Biotop- bzw. Vegetationstypen notwendig. Die Vorgaben hierzu sind länderspezifisch gefasst. Deutschlandweit und europaweit ist bisher keine einheitliche Abgrenzung der Lebensräume erarbeitet worden. Es gibt aber verschiedene Ansätze, die im Folgenden kurz erläutert werden.

### **8.2.1 EUNIS**

Auf Europäischer Ebene verbreitet ist der Standard nach der EUNIS-Klassifizierung. Auf der entsprechenden Homepage ([www.eunis.com](http://www.eunis.com)) werden auch diagnostische Schlüssel bereitgestellt. Das System ist komplex und sehr differenziert. Aufgrund der zahlreichen in Deutschland nicht verbreiteten Biotoptypen ist die Klassifizierung allerdings schwer zugänglich und zu kompliziert. Zudem ist die Systematik in Deutschland und wahrscheinlich auch europaweit derzeit nicht wirklich etabliert. Zur gleichen Aussage kommt das National Biodiversity Network (NBN) in Großbritannien (vgl. <http://www.nbn.org.uk/habitats/whichClassification.htm>).

### **8.2.2 Corine**

Ähnliches gilt auch für die Klassifizierung nach den Corine-Standards (vgl. <http://biodiversity-chm.eea.europa.eu/information/document/F1088156525>). Das System ist komplex und differenziert, zahlreiche Biotoptypen sind in Deutschland nicht zu finden. Zudem muss das System in der gegenwärtigen Fassung als veraltet eingestuft werden. Das Klassifizierungs-Manual existiert z.B. nur als PDF-Dokument, in dem das ursprüngliche Handbuch als gescannte Rasterdaten eingebunden wurde. Eine Überarbeitung ist derzeit nicht angekündigt.

### **8.2.3 FFH-Lebensraumtypen**

Auch die Klassifizierung nach der FFH-RL ist keine weiterführende Option. Die FFH-RL beschreibt und fasst nur die Lebensraumtypen zusammen, die in der EU als schützenswert eingestuft sind. Die Verbindung zu der EUNIS oder Corine-Klassifizierung ist, wenn überhaupt, nur unter großen Anstrengungen herbeizuführen und liefert viele Ansätze für eine Diskussion. Zur gleichen Ansicht kommt auch die NBN in Großbritannien auf ihrer Homepage (vgl. oben).

### **8.2.4 Pflanzengesellschaften Deutschlands**

Die Pflanzengesellschaften Deutschlands wurden durch RENNWALD (2000) zusammengestellt. Die vorgestellten Differenzierungen sind wie für pflanzensoziologische Systeme üblich umfangreich und sehr differenziert. Sie erfordern bei der Geländeerhebung einen großen Aufwand bzw. sehr erfahrene Sachbearbeiter, damit Fehlklassifizierungen vermieden werden. Für die Bearbeitung nicht wissenschaftlicher Fragestellung z.B. im Rahmen der Eingriffsregelung oder für Indikatorensysteme ist das System nicht zu empfehlen, zumal die pflanzensoziologische Lehre von zahlreichen Autoren durchaus kritisch gesehen wird. Vgl. hierzu die Zusammenstellung in Abschnitt 8.1.2.

### **8.2.5 Biotopschlüssel der Länder Deutschlands**

Im Rahmen des Projektes wurden die erfassten Lebensräume des Umfeldes nach dem Biotopschlüssel der Landesnaturschutzverwaltung (LFU 2001) erhoben. Der Biotopschlüssel

klassifiziert auf bis zu vierstelligem Niveau und erreicht damit auch für die Indikatorenermittlung eine völlig ausreichende bzw. hervorragenden Detaillierungsgrad.

Für zahlreiche Bundesländer liegen analoge Biotopschlüssel vor und können entsprechend herangezogen werden.

### **8.2.6 Schlussfolgerung und Handlungsvorgaben**

⇒ Es sind die Biotopschlüssel der jeweiligen Landesnaturschutzverwaltung heranzuziehen.

## **9 Biodiversitätsindikatoren**

### **9.1 Liste potentieller Indikatoren**

In Tab. 32 sind alle innerhalb der Arbeitsgruppe diskutierten potenziellen Indikatoren zusammenfassend dargestellt. Die potenziellen Indikatoren sind nach den drei Organisationsebenen gegliedert:

1. Ökosystemare Ebene = Indikatorenset „Lebensräume“: Die Indikatoren basieren auf verschieden abgegrenzten Lebensraumbezügen über Fläche, Anzahl und Länge sowie Verhältnisbildungen.
2. Organismische Ebene = Indikatorenset „Artenvielfalt“: Die Indikatoren basieren auf Individuenzahlen und Populationsgrößen von Arten bzw. auf ausgewählten Artengruppen (z.B. gefährdete Arten, charakteristische Arten bestimmter Lebensräume).
3. Genetische Ebene = Indikatorenset „Genetische Vielfalt“: Die Indikatoren basieren auf der genetische Varianz der Arten.

Insgesamt wurden 56 Indikatoren erstellt, die sich wie folgt auf die drei Indikatorensets verteilen:

- Im Indikatorenset „Lebensräume“ sind insgesamt 31 Indikatoren enthalten. Hiervon entfallen 3 auf den Teilbereich Lebensräume, 9 auf den Teilbereich Folgenutzung, 5 auf den Teilbereich Wanderbiotope, 7 auf den Teilbereich Gefährdete Biotope und 7 auf den Teilbereich Strukturvielfalt und abiotische Faktoren.
- Das Indikatorenset „Artenvielfalt“ enthält insgesamt 21 Indikatoren. Hiervon entfallen 5 auf den Teilbereich Artenzahlen, 7 auf den Teilbereich Populationsgrößen, 8 auf den Teilbereich Wertgebende Arten und 1 auf den Teilbereich Störung charakteristischer Arten.

- Das Indikatorenset „Genetische Vielfalt“ ist nicht weiter unterteilt und beinhaltet insgesamt 4 Indikatoren.

Von diesen 56 potenziellen Indikatoren werden in Abschnitt 9.3 18 ausgewählte Indikatoren im Detail dargestellt. Diese sind in der nachfolgenden Tabelle kursiv dargestellt.

Tab. 32: Liste potentieller Indikatoren differenziert nach drei Indikatorensets inkl. jeweiliger Teilbereiche. In kursiv dargestellte Indikatoren werden in Abschnitt 9.3 im Detail dargestellt.

<b>Indikator</b>	<b>Berechnung</b>
<b>Indikatorset „Lebensräume“</b>	
<b><i>Teilbereich Lebensräume</i></b>	
Anzahl der Lebensräume Var. 1	Anzahl von Lebensräumen der Abbaustätte
<i>Anzahl der Lebensräume Var. 2</i>	<i>Anzahl der Lebensräume der Abbaustätte / Fläche der Abbaustätte (ha)</i>
<i>Anzahl der Lebensräume Var. 3</i>	<i>Anzahl der Lebensräume der Abbaustätte pro Fläche (ha) / Anzahl der Lebensräume im Umfeld pro Fläche (ha)</i>
<b><i>Teilbereich Folgenutzung</i></b>	
Folgenutzung Var. 1	Fläche der Abbaustätte mit Folgenutzung Naturschutz (ha)
Folgenutzung Var. 2	Fläche der Abbaustätte mit Folgenutzung Naturschutz lebensraumbezogen (ha)
Folgenutzung Var. 3	Fläche der Abbaustätte mit Folgenutzung Kulturlandschaft (ha)
<i>Folgenutzung Var. 4</i>	<i>Fläche der Abbaustätte mit Folgenutzung Naturschutz (ha) / Fläche der Abbaustätte (ha)</i>
Folgenutzung Var. 5	Fläche der Abbaustätte mit Folgenutzung Kulturlandschaft (ha) / Fläche der Abbaustätte (ha)
Folgenutzung Var. 6	Fläche der Abbaustätte mit Folgenutzung Naturschutz (ha) / Fläche der Abbaustätte mit Folgenutzung Kulturlandschaft (ha)
<i>Folgenutzung Var. 7</i>	<i>Fläche der Abbaustätte mit Folgenutzung Naturschutz (ha) / Fläche Abbaustätte (ha) - Fläche der Abbaustätte mit Folgenutzung Kulturlandschaft (ha) / Fläche der Abbaustätte (ha)</i>
Folgenutzung Var. 8	Geschützte Fläche (NATURA 2000, NSG, geschützte Biotope etc.) (ha) / Fläche der Abbaustätte (ha)
Folgenutzung Var. 9	Geschützte Fläche (NATURA 2000, NSG, geschützte Biotope etc.) der Abbaustätte (ha) / Geschützte Fläche (NATURA 2000, NSG, geschützte Biotope etc.) des Umfeldes (oder anderer politisch-räumlicher Einheiten) (ha)
<b><i>Teilbereich Wanderbiotope</i></b>	
Anzahl der Wanderbiotope Var. 1	Anzahl von Wanderbiotopen der Abbaustätte
Anzahl der Wanderbiotope Var. 2	Anzahl der Wanderbiotope in der Abbaustätte / Fläche der Abbaustätte (ha)
Fläche der Wanderbiotope Var. 1	Fläche der Wanderbiotope der Abbaustätte (ha)
Fläche der Wanderbiotope Var. 2	Fläche der Wanderbiotope der Abbaustätte lebensraumbezogen (ha)
<i>Flächenanteil der Wanderbiotope Var. 1</i>	<i>Fläche der Wanderbiotope der Abbaustätte (ha) / Fläche der Abbaustätte (ha)</i>
<b><i>Teilbereich gefährdete Biotop-typen</i></b>	

<b>Indikator</b>	<b>Berechnung</b>
Anzahl gefährdeter Biotoptypen Var. 1	Anzahl gefährdeter Biotoptypen der Abbaustätte
Anzahl gefährdeter Biotoptypen Var. 2	Anzahl gefährdeter Biotoptypen der Abbaustätte / Fläche Abbaustätte (ha)
Anzahl gefährdeter Biotoptypen Var. 3	Anzahl gefährdeter Biotoptypen der Abbaustätte / Anzahl gefährdeter Biotoptypen im Umfeld
Fläche gefährdeter Biotoptypen Var. 1	Fläche gefährdeter Biotoptypen der Abbaustätte (ha)
Fläche gefährdeter Biotoptypen Var. 2	Fläche gefährdeter Biotoptypen der Abbaustätte lebensraumbezogen (ha)
Flächenanteil gefährdeter Biotoptypen Var. 3	Fläche gefährdeter Biotoptypen der Abbaustätte (ha) / Fläche der Abbaustätte (ha)
Flächenanteil gefährdeter Biotoptypen Var. 4	Fläche gefährdeter Biotoptypen der Abbaustätte (ha) / Fläche gefährdeter Biotoptypen im Umfeld (ha)
<b>Teilbereich Strukturvielfalt und abiotische Faktoren</b>	
Strukturvielfalt Var. 1	Randlinienlänge der Lebensräume/Wanderbiotopen (m) / Fläche der Abbaustätte (ha)
Strukturvielfalt Var. 2	Randlinienlänge der gefährdeten Biotoptypen (m) / Fläche der Abbaustätte (ha)
Strukturvielfalt Var. 3	<i>Randlinienlänge der Lebensräume/Wanderbiotope der Abbaustätte (m) / Randlinienlänge der Biotoptypen im Umfeld (m)</i>
Strukturvielfalt Var. 4	Randlinienlänge der gefährdeten Biotoptypen der Abbaustätte (m) / Randlinienlänge der gefährdeten Biotoptypen im Umfeld (m)
Abiotische Faktoren Var. 1	Stickstoffangebot im Boden
Abiotische Faktoren Var. 2	Wasserqualität bei Gewässern
Abiotische Faktoren Var. 3	Verteilung von Bodenarten und Korngrößen
<b>Indikatorset „Artenvielfalt“</b>	
<b>Teilbereich Artenzahlen</b>	
Artenzahlen Var. 1	Artenzahlen von Tier- und Pflanzenarten der Abbaustätte
Artenzahlen Var. 2	<i>Artenzahl der Pflanzenarten der Abbaustätte / Fläche der Abbaustätte (ha)</i>
Artenzahlen Var. 3	<i>Artenzahl der Pflanzenarten der Abbaustätte / Artenzahl der Pflanzenarten im Umfeld</i>
Artenzahlen Var. 4	<i>Artenzahl ausgewählter Tiergruppen der Abbaustätte / Fläche der Abbaustätte (ha)</i>
Artenzahlen Var. 5	<i>Artenzahl ausgewählter Tiergruppen der Abbaustätte / Artenzahl ausgewählter Tiergruppen im Umfeld</i>
<b>Teilbereich Populationsgröße</b>	
Populationsgröße ausgewählter Tier- und Pflanzenarten Var. 1	Individuenzahl ausgewählter Tier- und Pflanzenarten der Abbaustätte (exakte Anzahl) / Fläche der Abbaustätte (ha)
Populationsgröße ausgewählter Tier- und Pflanzenarten Var. 2	Individuenzahl ausgewählter Tier- und Pflanzenarten der Abbaustätte (exakte Anzahl) / Individuenzahl ausgewählter Tier- und Pflanzenarten im Umfeld
Populationsgröße ausgewählter Tier- und Pflanzenarten Var. 3	<i>Abundanzklassen ausgewählter Tier- und Pflanzenarten der Abbaustätte / Fläche der Abbaustätte (ha)</i>

Indikator	Berechnung
Populationsgröße ausgewählter Tier- und Pflanzenarten Var. 4	Abundanzklassen ausgewählter Tier- und Pflanzenarten der Abbaustätte / Individuenzahl ausgewählter Tier- und Pflanzenarten im Umfeld
Populationsgröße ausgewählter Tier- und Pflanzenarten Var. 5	Brutpaare ausgewählter Vogelarten der Abbaustätte / Fläche der Abbaustätte (ha)
Populationsgröße ausgewählter Tier- und Pflanzenarten Var. 6	Brutpaare ausgewählter Vogelarten der Abbaustätte / Brutpaare ausgewählter Vogelarten im Umfeld
Populationsgröße ausgewählter Tier- und Pflanzenarten Var. 7	Individuenzahl ausgewählter Tier- und Pflanzenarten der Abbaustätte (exakte Anzahl oder Abundanzklassen oder Brutpaare etc.) / Fläche des Habitates (ha)
<b>Teilbereich wertgebende Arten</b>	
Anteil gefährdeter Arten Var. 1	Anteil gefährdeter Arten der Abbaustätte
Anzahl gefährdeter Arten Var. 2	Anzahl gefährdeter Arten der Abbaustätte
Anteil gefährdeter Arten Var. 3	Anteil gefährdeter Arten der Abbaustätte / Fläche der Abbaustätte (ha)
Anzahl gefährdeter Arten Var. 4	Anzahl gefährdeter Arten der Abbaustätte / Fläche der Abbaustätte (ha)
Anteil gefährdeter Arten Var. 5	Anteil gefährdeter Arten der Abbaustätte / Anteil gefährdeter Arten im Umfeld
Anzahl gefährdeter Arten Var. 6	Anzahl gefährdeter Arten der Abbaustätte / Anzahl gefährdeter Arten im Umfeld
Anzahl gefährdeter Arten Var. 7	Artenzahl der Arten einer vorgegebenen taxozönosenbezogenen Artenliste / Gesamtartenzahl einer vorgegebenen taxozönosenbezogenen Artenliste
Arten der Species Action Plans	Vorkommen und/oder Individuenzahl der Arten der Species Action Plans
<b>Teilbereich Störung charakteristischer Arten</b>	
Störung Var. 1	Störung charakteristischer Arten
<b>Indikatorset „Genetische Vielfalt“</b>	
Genetische Vielfalt Var. 1	Anzahl der genetischen Varianten von Tier- und Pflanzenarten der Abbaustätte
Genetische Vielfalt Var. 2	Anzahl der genetischen Varianten von Tier- und Pflanzenarten der Abbaustätte / Fläche der Abbaustätte (ha)
Genetische Vielfalt Var. 3	Anzahl der genetischen Varianten von Tier- und Pflanzenarten der Abbaustätte / Anzahl der genetischen Varianten von Tier- und Pflanzenarten im Umfeld
Genetische Vielfalt Var. 4	Anzahl genetischer Varianten auf molekularer Ebene

## 9.2 Auswahl der Biodiversitätsindikatoren

### 9.2.1 Kriterien zur Filterung

Aus der Vielzahl potentiell möglicher Indikatoren gilt es ein Indikatorenset herauszufiltern, das sich neben den allgemein für die Auswahl von Indikatoren geltenden Anforderungen (vgl. CHOVANES & KOLLER-KREIMEL 1999) durch folgende Kriterien auszeichnet:

- Fragestellungsadäquanz,

- Genauigkeit,
- Repräsentanz,
- Ursache/Wirkung,
- Spezifität,
- Empfindlichkeit,
- Standardisierbarkeit/Reproduzierbarkeit,
- räumlicher Bezug,
- Reaktionszeit,
- Aggregation/Information,
- Kompatibilität,
- Datenverfügbarkeit,
- Transparenz,
- nachvollziehbare Auswahlkriterien,
- kurzfristige Realisierbarkeit bzw. vertretbarer Aufwand bei der Datenbeschaffung,
- Verständlichkeit.

Allerdings ist die obige Auflistung durch einen gewissen Anteil rein theoretischer Aspekte gekennzeichnet, die sich auf die entwickelten Indikatoren nicht anwenden lassen bzw. zu keinen Ergebnissen führen.

Die Arbeitsgruppe hat im Vorfeld einen Datensatz von insgesamt 16 Indikatoren ausgewählt, die stellvertretend für die anderen Indikatoren der jeweiligen Teilbereiche stehen. Dieser Indikatorensatz beinhaltet auch die Indikatoren, die sich durch die Diskussionen innerhalb der Arbeitsgruppe und der Beiratssitzungen als der engere Indikatorensatz herausgebildet hat. Die Verteilung der ausgewählten Indikatoren sind aus den obigen Gründen auch nicht gleichermaßen auf die verschiedenen Indikatorensätze und deren Teilbereiche verteilt. Für den Teilbereich „Gefährdete Biotoptypen“ wurde sogar kein Indikator näher beschrieben.

### 9.2.2 Zielerreichungswerte

Bei der Entwicklung der Indikatoren hat sich die Ableitung der Zielerreichungswerte als einer der kritischsten Punkte herausgestellt. Trotz der umfangreich vorliegenden Datensätze aus verschiedenen Veröffentlichungen und den der AG.L.N. und dem HTC vorliegenden nicht veröffentlichten Datensätzen sind die Zielerreichungswerte v.a. hinsichtlich der Fauna nicht ausreichend fixierbar, da die Datenlage zu heterogen und trotz der umfangreichen Daten zu lückig ist. Wie schwierig die Ableitung der Zielerreichungswerte ist, zeigt sich an ACHTZIGER et al. (2004). Zur Ableitung der Zielerreichungswerte wurde auf das Delphi-Verfahren zurückgegriffen, was letztendlich bedeutet, dass auf Basis einer Diskussion und Erfahrungswerten der beteiligten Personen unter Annahme verschiedener Rahmenbedingungen die Zielerreichungswerte in einem iterativen Prozess abgeleitet werden.

Einzelne der diskutierten Indikatoren mussten trotz guter Eignung aus obigen Gründen zumindest vorläufig ausgeschlossen werden, da die Ableitung der Zielerreichungswerte nicht konkret genug möglich war.

## 9.2.3 Indikatorset Lebensräume

### 9.2.3.1 Indikatoren Teilbereich Lebensräume

Der Indikatorenteilbereich enthält drei potenzielle Indikatoren, von denen die Var. 2 und Var. 3 im Detail in Abschnitt 9.3.1.1 ausgeführt sind.

#### Grundsätzliches

Der Indikatorenteilbereich Lebensräume geht davon aus, dass jeder geomorphologisch, standörtlich und ökologisch abgrenzbare Bereich unter speziellem Bezug zur Abbaustätte Lebensraum für Tiere und Pflanzen sein kann. Der Indikator repräsentiert damit ein Maß für die Strukturvielfalt einer Abbaustätte. Die umfangreiche Fachliteratur bestätigt dies auch in großem Maße (Übersicht bei TRÄNKLE et al. 1992; TRÄNKLE 1997; RADEMACHER 2001; GILCHER & BRUNS 1999). Selbst nur wenige Wochen alte Pfützen, Radspuren oder frisch aufgeschlossene Sohlbereiche werden von Tieren genutzt oder besiedelt, sofern die geeigneten Habitatsprüche vorhanden sind. Der Indikator schließt damit auch die aktiven Abbaubereiche nicht aus. Die Möglichkeit, dass diese Zone tatsächlich besiedelt ist, ist natürlich geringer als an anderen Stellen der Abbaustätte. Eine Überbewertung des Indikatorwertes resultiert, wenn überhaupt, hieraus aber nur sehr eingeschränkt, da die aktive Abbauzone bei korrekt durchgeführter Erhebung letztendlich nur 3-4 Lebensraumtypen (Felswand, Sohle, Schutthalden, vegetationslose temporäre Flachgewässer) zugeordnet werden kann, die an anderer Stelle in der Abbaustätte mit hoher Wahrscheinlichkeit und höherem Alter aber ebenfalls vorhanden sind.

Das floristische Arteninventar einer Abbaustätten weist eine direkte Abhängigkeit von den Pflanzenartenzahlen und dem Strukturreichtum des Umfeldes auf (vgl. z.B. OTTO 1992; TRÄNKLE 1997; TRÄNKLE & BEIßWENGER 1999; RADEMACHER 2001; GILCHER & TRÄNKLE 2005), wobei einschränkend gilt, dass diese Abhängigkeiten nicht linear sind und von zahlreichen Faktoren mitbestimmt werden. Die wesentlichen bestimmenden Faktoren sind hierbei die Nutzungsintensität, die Geologie des Umfeldes und die Größe der Abbaustätte. Je höher der Nutzungsgrad desto geringer sind die Artenzahlen im Umfeld und damit i.d.R. auch in der Abbaustätte, wobei die Pflanzenartenzahlen in der Abbaustätte auf Basis TRÄNKLE (1997) weniger stark abnehmen als die des Umfeldes. Je silikatischer die Ausgangsgesteine sind, desto geringer sind die Artenzahlen insgesamt. Dies gilt auch für die Abbaustätte. Auf die deutlichen Unterschiede der Artenzahlen in Abhängigkeit der Gesteine weisen auch GILCHER & TRÄNKLE (2005) hin.

Einer der wesentlichen Vorteile des Indikatorenteilbereichs liegt eindeutig darin, dass eine direkte und sehr einfache Abhängigkeit zum Umfeld hergestellt werden kann (z.B. Variante 3). Problematisch ist allerdings die Abgrenzung der Lebensräume, wodurch der Indikatorenteilbereich aufgrund der evtl. unterschiedlichen Definitionen zu nicht einheitlichen Ergebnissen führen kann. Dies betrifft die Vergleichbarkeit verschiedener Abbaustätten in räumlicher Hin-

sicht wie auch die Vergleichbarkeit derselben Abbaustätte in zeitlicher Hinsicht. In den Abschnitten 8.1 und 8.2 wird die Problematik ausführlich diskutiert und entsprechende Abgrenzungen vorgeschlagen.

## Diskussion der Einzelindikatoren

Von den ursprünglich sechs Indikatoren wurden die drei Indikatorenvarianten „Fläche der Lebensräume“ wieder entfernt, da sie letztendlich nicht mit der diskutierten und getroffenen Abgrenzung dessen, was ein Lebensraum in einer Abbaustätte ist, sinnvoll verwendet werden konnten. Es verbleiben somit noch drei Indikatoren im Teilbereich, wovon die Variante 2 und Variante 3 im Detail in Abschnitt 9.3.1.1 ausgeführt sind.

**Anzahl der Lebensräume Var. 1:** Die Indikatorvariante 1 „Anzahl von Lebensräumen der Abbaustätte“ wird ausgeschieden, da der Indikator einen Indikatorwert von nur sehr allgemeiner Aussagekraft generiert. Auch ist aufgrund des fehlenden Flächenbezugs eine Entwicklung verallgemeinerbarer Zielwerte und eine Vergleichbarkeit von Abbaustätten untereinander nicht möglich.

⇒ **Der Indikator Anzahl der Lebensräume Var. 1 ist nicht geeignet.**

**Anzahl der Lebensräume Var. 2:** Das Ziel der Variante 2 „Anzahl der Lebensräume der Abbaustätte / Fläche der Abbaustätte (ha)“ ist die Erhöhung der Strukturvielfalt in der Abbaustätte durch gezielte Anlage verschiedener Strukturen, Zwischenrekultivierungen und möglichst zahlreicher Strukturen mit freier Entwicklung.

Der Indikatorwert ist eng an den Detaillierungsgrad der Biotop- bzw. Lebensraumtypeneinstufung gebunden. Je feiner die Differenzierung durchgeführt wird, desto besser ist folgend der Indikatorwert. Hierdurch besteht zwar bei der Ersterhebung eine gewisse Manipulationsmöglichkeit, die aber spätestens bei der nächsten Wertermittlung nicht mehr möglich ist, da auch die Differenzierung der Lebensräume schnell Grenzen erreicht.

Der Indikatorwert ist auch in gewissem Maße an die Größe der Abbaustätte gebunden. Die Erfahrung der Autoren zeigt, dass kleine Abbaustätten ebenfalls eine große Vielfalt an Struktureinheiten erreichen können, die der Vielfalt großer Abbaustätten nur wenig nachsteht. Das Problem besteht darin, dass die Strukturvielfalt nicht beliebig erhöht werden kann und somit der Indikatorwert mit zunehmender Größe der Abbaustätte automatisch geringer wird.

Hinweise, wie sich die Zahl der Lebensräume zur Steinbruchfläche verteilen kann, lassen sich aus GILCHER & TRÄNKLE (2005) ableiten. Die Autoren untersuchen die Anzahl der Teillebensräume in Abbaustätten Bayerns und setzen diese in Bezug zur Fläche der Abbaustätten, was exakt dem Indikator entspricht. Allerdings handelt es sich hierbei um 40 aufgelassene und nur 11 betriebene Steinbrüche. Und v.a. ist der Differenzierungsgrad der Teillebensräume auf erheblich geringerem Niveau durchgeführt worden, wie hier vorgeschlagen (nur 11 Teillebensräume werden differenziert). Setzt man die beiden Vorgehensweisen in Relation, so ergibt sich in etwa ein Verhältnis von 1:4 bis 1:5. In Abb. 33 und Abb. 34 ist das Ergebnis der Indikatorwertbildung für beide Verhältnisannahmen dargestellt. Hieraus lassen sich Grö-

ßenklassen für die Abbaustätte ableiten. Die Indikatorenwerte schwanken bei Abbaustätten mit einer Größe zwischen 10 und 20 ha zwischen 0,8 und 3,43 bzw. 1,0 und 4,29 und bei den drei Abbaustätte größer 20 ha (22,6 ha, 29,2 ha, 30,5 ha) zwischen 0,92 und 1,37 bzw. 1,15 und 1,71. Die Abbaustätten kleiner 10 ha weisen Werte zwischen 1,74 und 39,34 bzw. 2,17 und 49,18 auf und schwanken damit in ganz erheblichem Maße. Auf Basis dieser Daten lassen sich die Zielerreichungswerte nach Größe der Abbaustätten gestaffelt ableiten. Die Daten müssen aber im Zuge von Testreihen geprüft und ggf. angepasst werden. Dies gilt insbesondere für Lockergesteinsabgrabungen, für die die benötigten Daten bislang nicht vorliegen.

⇒ **Der Indikator Anzahl der Lebensräume Var. 2 ist geeignet.**

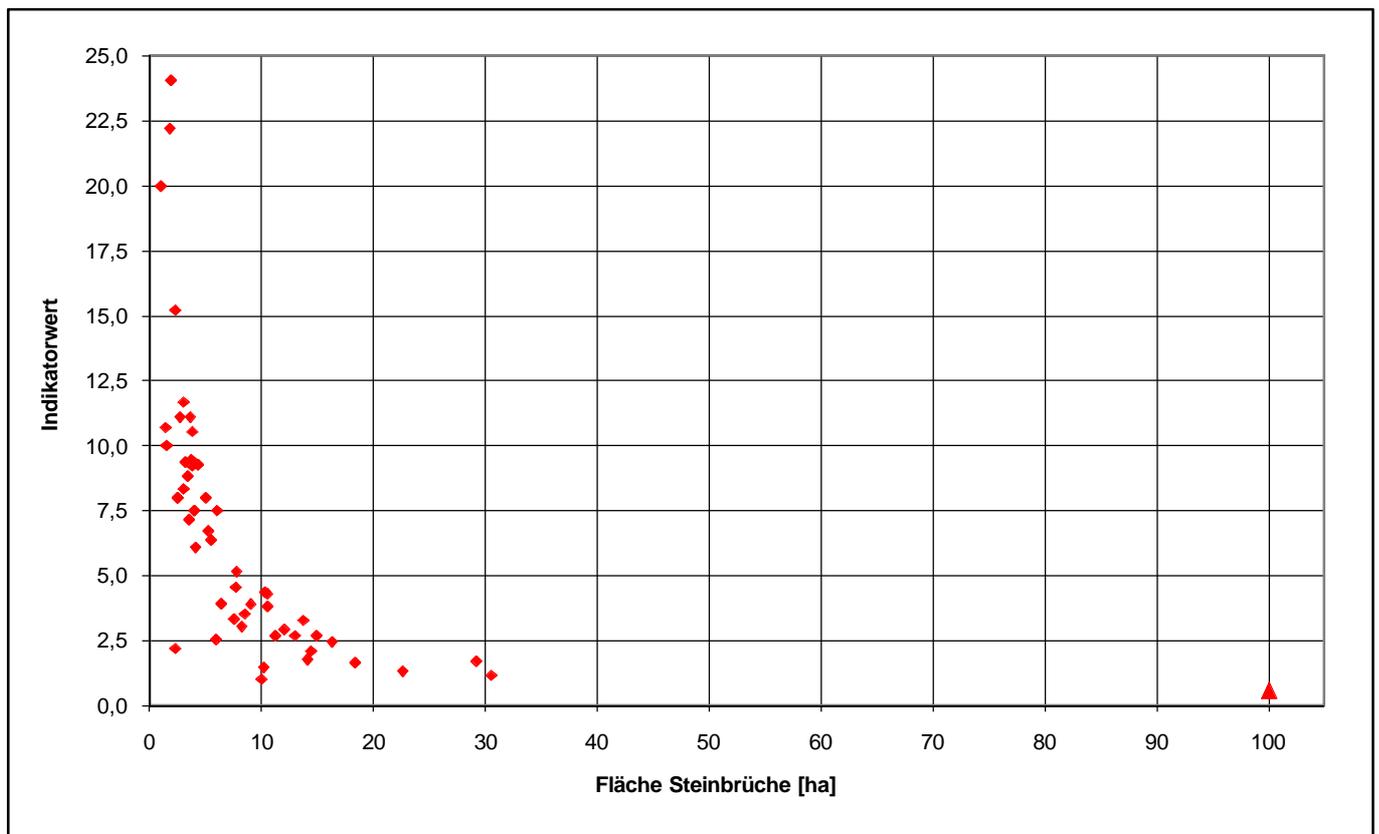


Abb. 33: Indikatorwert „Anzahl der Lebensräume Var. 2“ (Daten GILCHER & TRÄNKLE 2005) für 40 aufgelassene, 11 betriebene Steinbrüche und die Abbaustätte Vohenbronnen (Dreieck). Die Zahl der Lebensräume ist um den Faktor 1:5 skaliert. Ein Extremwert wird nicht dargestellt.

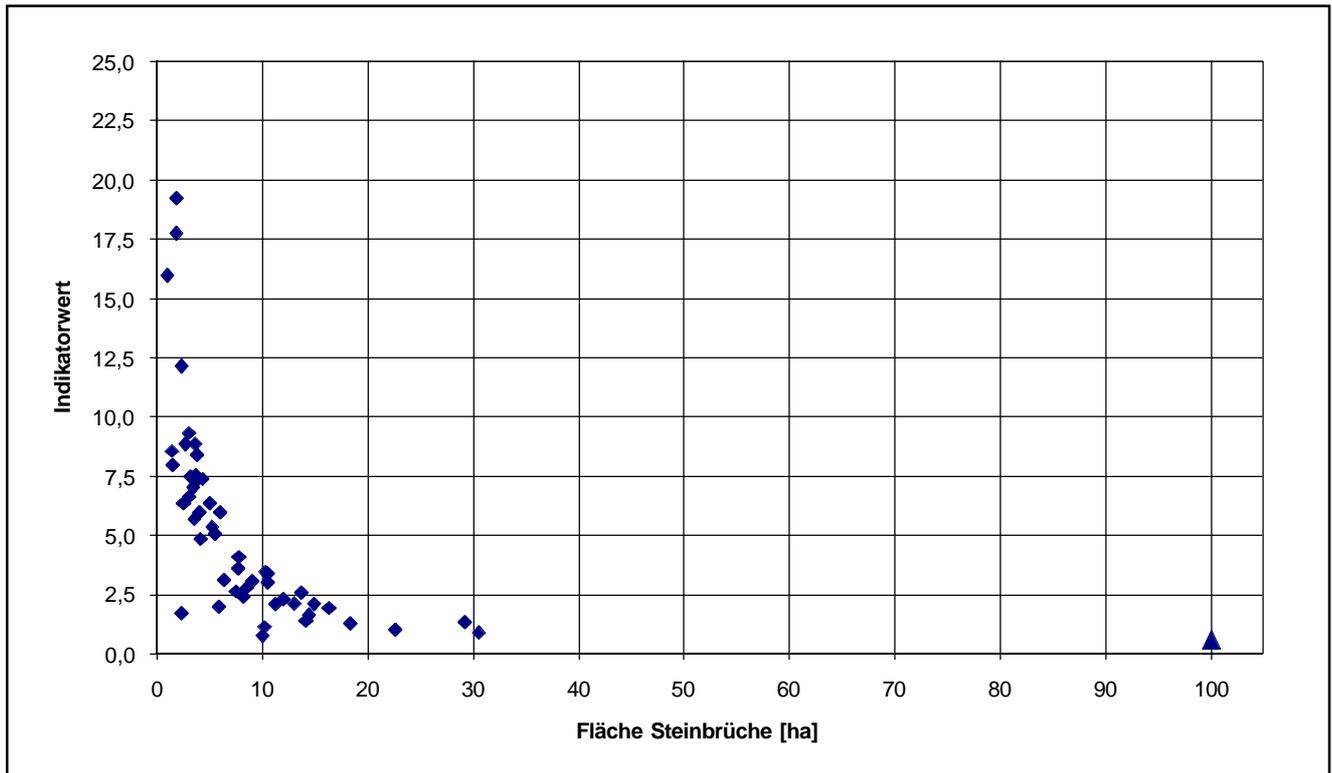


Abb. 34: Indikatorwert Zahl der Lebensräume Var. 2 (Daten Gilcher & Tränkle 2005) für 40 aufgelassene, 11 betriebene Steinbrüche und die Abbaustätte Vohenbronnen (Dreieck). Die Zahl der Lebensräume ist um den Faktor 1:4 skaliert. Ein Extremwert wird nicht dargestellt.

**Anzahl der Lebensräume Var. 3:** Der Indikator „Anzahl der Lebensräume der Abbaustätte pro Fläche (ha) / Anzahl der Lebensräume im Umfeld pro Fläche (ha)“ geht analog der Variante 2 davon aus, dass jeder geomorphologisch, standörtlich und ökologisch abgrenzbarer Bereich der Abbaustätte Lebensraum für Tiere und Pflanzen sein kann (vgl. die Ausführungen oben) und vergleicht diese mit der Strukturvielfalt des Umfeld auf Basis der Anzahl der Biotoptypen. Es wird somit ein direkter Bezug zwischen Abbaustätte und Umfeld hergestellt. Durch den Bezug zur jeweiligen Fläche überspannt der Indikatorwert einen deutlich größeren Bereich, als für einen Indikator ohne Flächenbezug gelten würde. Durch die größere potentiell resultierende Wertspanne ist der Indikatorwert genauer.

Das Ziel des Indikators ist somit analog der Variante 2 die Erhöhung der Strukturvielfalt in der Abbaustätte durch gezielte Anlage verschiedener Strukturen, Zwischenrekultivierungen und möglichst zahlreicher Strukturen mit freier Entwicklung. Je schlechter, d.h. je strukturärmer das Umfeld allerdings ausgeprägt ist, desto weniger Maßnahmen sind theoretisch in der Abbaustätte notwendig, da der Indikatorwert in einem derartigen Fall, gleiche Struktur der Abbaustätte vorausgesetzt, immer höher ausfällt.

Der Indikatorwert ist ebenfalls eng an den Detaillierungsgrad der Biotop- bzw. Lebensraumtypeneinstufung gebunden. Analoges gilt für die Abhängigkeit von Größe der Abbaustätte.

Probleme bereitet die Zielwertermittlung. Dies gilt insbesondere für den Teiler, also das Umfeld. Mit steigender Fläche des Umfeldes nähert sich die Anzahl der Biotoptypen im Sinne ei-

ner Artenzahl-Areal-Kurve einem nicht bekannten Grenzwert. Dies gilt natürlich auch für die Abbaustätte, da das Umfeld aber deutlich größer ist als die Abbaustätte ist davon auszugehen, dass die Kurve des Umfelds bereits deutlich flacher verläuft. Zudem sind auch Daten, wie viele Biotoptypen in der Kulturlandschaft pro Fläche vorhanden sind, nicht verfügbar. Um die Werte für das Umfeld abschätzen zu können, wurden 18 willkürlich ausgewählte Biotopkartierungen der AG.L.N. aus Baden-Württemberg, Bayern und Hessen mit einer Mindestfläche von 78 ha und einer Maximalfläche von 1450 ha ausgewertet. Große Kartierräume wurden zufällig so zerschnitten und getrennt ausgewertet, dass die betrachteten Flächen nicht größer als 400 ha waren. Die Ergebnisse sind in Abb. 35 abgebildet.

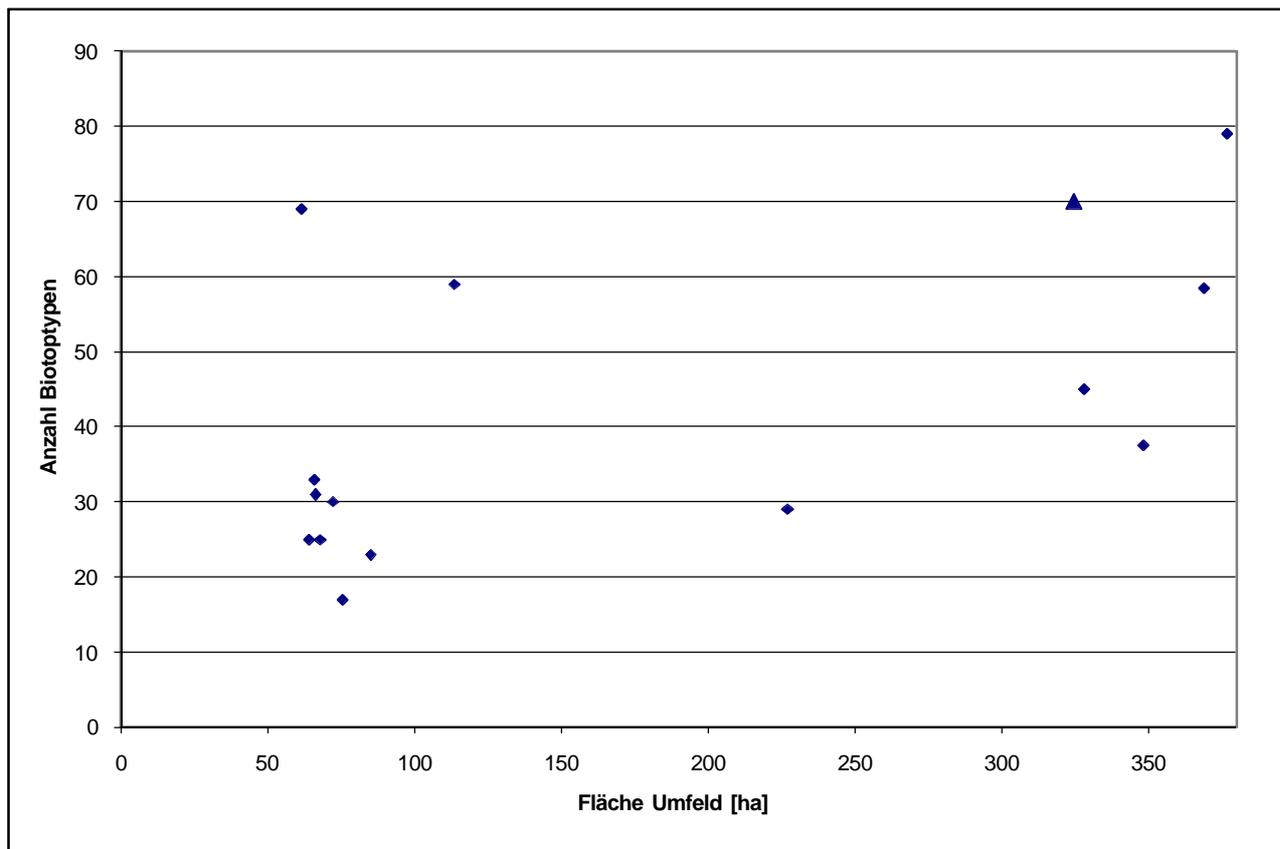


Abb. 35: Anzahl der Biotoptypen aufgetragen gegen die Fläche des untersuchten Landschaftsraum. Der Steinbruch Vohenbronnen ist als Dreieck dargestellt.

Im Ergebnis ist festzustellen, dass die Werte in erheblichem Maße streuen und, wie nicht anders zu erwarten, maßgeblich von der Nutzungsstruktur des Raumes abhängen. Räume in intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten erreichen i.d.R. gerade einmal die Hälfte der Werte durchschnittlich ausgebildeter Räume. Hochwertige Räume dagegen sind i.d.R. auch sehr strukturreich ausgebildet und erreichen bis 70 unterschiedliche Biotoptypen wie auch das Umfeld des Steinbruchs Vohenbronnen. Der „Teil-„Indikatorwert für das Umfeld „Anzahl Biotoptypen pro Fläche“ schwankt entsprechend zwischen 0,11 und 1,12. Zu beachten ist auch die Abhängigkeit der Fläche der Abbaustätte zum Umfeld bei dem gewählten Radius von 500 m ab Abbaustättengrenze. Die theoretische Mindestfläche des Umfeldes wäre bei

einer Abbaustätte mit Null Hektar Fläche 78,5 ha. Je größer die Abbaustätte wird, desto größer wird auch das Umfeld. Allerdings verläuft die Flächenänderung des Umfeldes wesentlich langsamer als die der Abbaustätte. So wies der Steinbruch Vohenbronnen 1993 eine Fläche von 81,11 ha auf und 2006 von 100,90 ha. Das Umfeld hat sich aber lediglich von 319,51 ha auf 324,47 ha vergrößert. Ab einer Fläche der Abbaustätte von 499 ha, in Deutschland sicher ein nur rein theoretischer Wert, wird die Abbaustätte größer als das Umfeld. Ausgangspunkt der Betrachtung ist allerdings mangels ausreichender Daten eine idealisierte Kreisform der Abbaustätte. Wie sich das Verhältnis Abbaustätte zu Umfeld verändert, gibt die Abb. 36 wieder.

Im Ergebnis heißt dies, dass auf den Indikator derzeit verzichtet werden muss, da die Zielerreichungswerte nicht oder nur schwierig abzuleiten sind. Sollten im Laufe der nächsten Jahre weitere Daten gewonnen werden können, ist der Indikator neu zu überprüfen und ggf. aufzunehmen.

⇒ **Der Indikator Anzahl der Lebensräume Var. 3 ist eingeschränkt geeignet.**

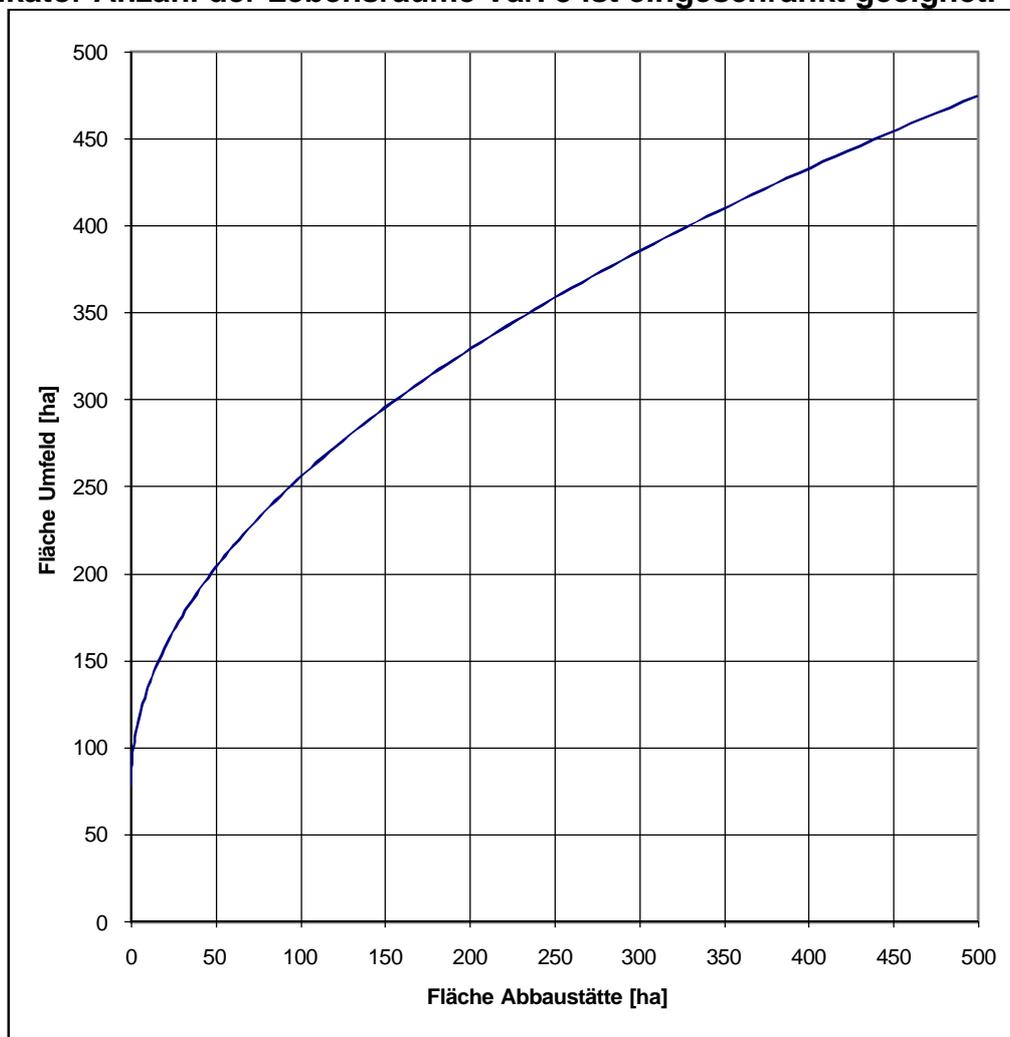


Abb. 36: Beziehung zwischen der Fläche der Abbaustätte und des jeweiligen Umfeldes bei einem Radius von 500 m ab Abbaustättengrenze.



freier Entwicklung zu einem standortgerechten Wald entwickelt. Die Flächen weisen durch die enge Verzahnung mit thermophilen Gesellschaften (Säume, Kalkmagerrasen) für die Biotope einen hohen Naturschutzwert auf (vgl. RADEMACHER & TRÄNKLE 2006; 2007) und fallen unter die Folgenutzung Naturschutz bis zu ihrer ersten fortwirtschaftlichen Nutzung.

Abbaustätten sind mittlerweile mehrfach vollständig oder teilweise zu geschützten Gebieten erklärt worden. Dies spiegelt die hohe naturschutzfachliche Wertigkeit für zahlreiche gefährdete Tier- und Pflanzenarten und Biotoptypen wieder. Allerdings ist eine Verwendung entsprechender Flächenindizes problematisch, da sich entsprechend geschützte Flächen überwiegend im Bereich ehemaliger Abbaustätten und nur zu einem geringen Teil in betriebenen Abbaustätten befinden.

## Diskussion der Einzelindikatoren

**Folgenutzung Var. 1 und Folgenutzung Var. 3:** Die Indikatoren „Fläche der Abbaustätte mit Folgenutzung Naturschutz (ha)“ und „Fläche der Abbaustätte mit Folgenutzung Kulturlandschaft (ha)“ sind nur sehr eingeschränkt geeignet, da sie einen Indikatorwert von nur sehr allgemeiner Aussagekraft generieren. Auch ist aufgrund des fehlenden Flächenbezugs (z.B. Hektar Biototyp pro Hektar Abbaustätte) eine Entwicklung verallgemeinerbarer Zielwerte und eine Vergleichbarkeit von Abbaustätten untereinander nicht möglich. Hier würde die unterschiedliche Flächengröße der einzelnen Abbaustätten zum dominanten Faktor.

⇒ **Die Indikatoren sind nicht geeignet.**

**Folgenutzung Var. 2:** Für den Indikator „Fläche der Abbaustätte mit Folgenutzung Naturschutz lebensraumbezogen (ha)“ gilt grundsätzlich das zu den Varianten 1 und 3 ausgeführte. Allerdings ermöglicht der Bezug auf einen bestimmten Lebensraum dennoch eine Ableitung von Zielwerten, wenn auch nur spezifisch für eine bestimmte Abbaustätte. So kann für einen in einem Habitat Action Plan vorgeschlagenen Lebensraum (z.B. Kalk-Magerrasen) eine bestimmte zu erreichende Flächengröße (Zielwert) festgelegt sein. Damit lässt sich dann der Indikatorwert als Vergleich zwischen Ist-Zustand und Zielwert ableiten. Allerdings ermöglicht der Indikator keine Kontrolle darüber, ob die Biotoplanlage sachgerecht umgesetzt ist und ihre geplante Wirkung für die Biodiversität erfüllt. Deshalb wurden für die Action Plans eigene Indikatoren entwickelt.

⇒ **Der Indikator ist nicht geeignet.**

**Folgenutzung Var. 4 und Folgenutzung Var. 5:** Die Indikatoren „Fläche der Abbaustätte mit Folgenutzung Naturschutz (ha) / Fläche der Abbaustätte (ha)“ und „Fläche der Abbaustätte mit Folgenutzung Kulturlandschaft (ha) / Fläche der Abbaustätte (ha)“ sind aufgrund ihres Flächenbezugs zur Abbaustätte grundsätzlich geeignet. Sie lassen zwar nur eingegrenzte Aussagen zur Lebensraumvielfalt der Abbaustätte zu, gehen aber indirekt, v.a. die Variante 4, davon aus, dass durch die Rekultivierung/Renaturierung die Strukturvielfalt und damit die Biodiversität erhöht wird. Die Indikatoren fördern somit direkt eine möglichst frühzeitige Umsetzung der Rekultivierungs-/Renaturierungsmaßnahmen. Da die Variante 5 aber nur auf die herkömmliche Rekultivierung Bezug nimmt und diese i.d.R. deutlich ungünstiger für die För-

derung der Biodiversität ist, ist diese Variante deutlich weniger geeignet. Die Variante 4 wird nachfolgende detaillierter diskutiert.

⇒ **Der Indikator Folgenutzung Variante 5 ist nicht geeignet.**

**Folgenutzung Var. 4** Der Indikator „Fläche der Abbaustätte mit Folgenutzung Naturschutz (ha) / Fläche der Abbaustätte (ha)“ ermittelt den Anteil der Folgenutzung Naturschutz an der gesamten Abbaustätte. Da der Anteil der Flächen mit herkömmlicher Rekultivierung nicht einfließt, steht der Artenschutzaspekt durch den Indikator deutlich im Vordergrund. Der Indikator stellt letztendlich einen Teilaspekt der Indikatoren dar, die die Anzahl der Lebensräume der Abbaustätte berücksichtigen, worunter ja auch die renaturierten Flächen fallen.

Die Zielerreichungswerte lassen sich nicht auf Basis verschiedener vorliegender Daten oder Untersuchungen ableiten, sondern werden ausgehend von Erfahrungswerten festgesetzt mit einem Wert von  $> 0,15$ . D.h., 15 % der Abbaustätte sollten im Minimum einer Folgenutzung Naturschutz zugeführt werden. Sinnvoll wäre es zwar, den Zielerreichungswert z.B. bei 0,3 zu limitieren, da der Indikator mit der Fläche der Wanderbiotope bzw. der offenen Abbaustätte wechselwirkt. Eine zu große renaturierte Fläche würde die Arten, die auf die betriebenen Abbaustätte angewiesen sind (z.B. *Bufo calamita* (Kreuzkröte)) einschränken. Da aber nicht beabsichtigt ist, die rekultivierten oder renaturierten Flächen ab einem bestimmten Alter aus der Zugehörigkeit zur Abbaustätte herauszunehmen und dem Umfeld zuzurechnen, steigt der Indikatorwert mit dem Alter der Abbaustätte kontinuierlich an, da die Fläche der renaturierten Bereiche immer größer wird. Durch die Probleme mit dem Zielerreichungswert ist der Indikator nur eingeschränkt verwendbar.

Der Indikator weist enge Wechselwirkungen mit der Eingriffsregelung, d.h. mit § 19 Abs. 3 BNatSchG auf. So ist es zwar wünschenswert Flächen oder Biotope über freie Sukzession oder nur über Initialen zu entwickeln. Die hieraus resultierenden längeren Zeiträume sind aber nicht immer ohne weiteres durchsetzbar, ohne das zusätzliche zeitliche bedingte Kompensationsmaßnahmen (Kompensation des time lag) notwendig sind. Derartige Doppelbelastungen sind aber nicht sinnvoll. Besonders problematisch ist in diesem Zusammenhang das BWaldG, dessen primäres Ziel die wirtschaftliche Nutzung der zu rekultivierenden Wälder sein wird. Durch die in den Waldgesetzen fixierte Forderung nach Wiederherstellung eines Waldes gleicher Art und Güte mindestens im Verhältnis 1:1 wird die Fläche für eine Folgenutzung Naturschutz häufig zusätzlich limitiert. Nichtsdestotrotz wird eine konsequente Umsetzung des Indikators die Folgenutzung Naturschutz in Abbaustätten fördern und hat somit direkte Wechselwirkungen mit der Biodiversität.

Enge Wechselwirkungen weist der Indikator zusätzlich auch mit den Indikatoren auf, die sich auf die offene Abbaufäche beziehen und koppelt direkt mit diesen rück. Je größer die renaturierte Fläche ist, desto kleiner wird i.d.R. die offenen Abbaufäche sein und damit werden diese Indikatoren schlechtere Werte liefern. Je zügiger die Rekultivierung dem Abbau folgt, und damit die Anforderungen des BNatSchG schneller erfüllt werden, desto schlechtere Werte liefern diese Indikatoren der offenen Abbaustätte.

⇒ **Der Indikator Folgenutzung Var. 4 ist eingeschränkt geeignet.**

**Folgenutzung Var. 6 und Folgenutzung Var. 7:** Die beiden Indikatoren „Fläche der Abbaustätte mit Folgenutzung Naturschutz (ha) / Fläche der Abbaustätte mit Folgenutzung Kulturnutzung (ha)“ und „Fläche der Abbaustätte mit Folgenutzung Naturschutz (ha) / Fläche Abbaustätte (ha) - Fläche der Abbaustätte mit Folgenutzung Kulturnutzung (ha) / Fläche der Abbaustätte (ha)“ beziehen in verschiedenen Rechenvarianten die Folgenutzung Naturschutz direkt zur Folgenutzung Kulturlandschaft und zeigen damit die direkten Abhängigkeiten beider Folgenutzungsarten auf. Der relevante Unterschied ist allerdings, dass die Var. 7 sich zusätzlich auf die gesamte Abbaustätte bezieht und damit den Kontext mit dem laufenden Abbau herstellt. Die Var. 7 ist aber besser geeignet und wird nachfolgend detailliert diskutiert.

⇒ **Der Indikator Folgenutzung Var. 6 ist eingeschränkt geeignet.**

**Folgenutzung Var. 7:** Der Indikator ermittelt die Differenz zwischen den beiden Folgenutzungsarten und vergleicht diese somit direkt unter Bezug zur Fläche Abbaustätte. Ziel des Indikators ist es die Folgenutzung Naturschutz der Folgenutzung Kulturnutzung mindestens gleichrangig zu stellen und somit die Biodiversität optimal zu fördern. Durch die angestrebte Mischung aus Naturschutz und Kulturnutzung werden gleichzeitig die Ökotoneneffekte maximiert, was auch die Indikatoren „Anzahl der Lebensräume“ Var. 2 und Var. 3 fördert.

Die in der Gleichung integrierte Differenzbildung lässt auf einfache Weise „ablesen“, welche der Nutzungsarten überwiegt. Da die Folgenutzung Naturschutz an erster Stelle steht, ist der Indikatorwert positiv, wenn die Folgenutzung Naturschutz überwiegt.

Die Zielerreichungswerte lassen sich analog der Var. 4 nicht auf Basis vorliegender Daten und Untersuchungen ableiten, sondern werden festgesetzt mit einem Wert von  $> 0$ , die Folgenutzung Naturschutz muss also überwiegen. Prinzipiell weist der Indikator die gleichen Probleme hinsichtlich des Zielerreichungswertes auf wie die Var. 4. Würde ausschließlich eine Folgenutzungsart umgesetzt, wäre der Indikator identisch mit der Var. 4 und würde kontinuierlich ansteigen. I.d.R. ist aber von einer derartig einseitigen Folgenutzung nicht auszugehen. Eine Kappungsgrenze wird vorläufig nicht eingeführt.

Es gelten die analogen Aussagen hinsichtlich des Zusammenhangs zwischen § 19 Abs. 3 BNatSchG und den Indikatoren, die auf die Biodiversität der offenen Abbaustätte abheben.

⇒ **Der Indikator Folgenutzung Var. 7 ist geeignet.**

**Folgenutzung Var. 8 und Folgenutzung Var. 9:** Die Indikatoren „Geschützte Fläche (ha) / Fläche der Abbaustätte (ha)“ und „Geschützte Fläche der Abbaustätte (ha) / Geschützte Fläche“ ) des Umfelds (oder anderer politisch-räumlicher Einheiten (ha))“ passen sich in die europaweit immer wieder formulierten Indikatoren, die auf verschiedensten Schutzgebiete zurückgreifen ein.

Letztendlich entstehen aber viele Probleme. Der Wert von betriebenen Abbaustätten resultiert in hohem Maße aus der großen Artenvielfalt und der Bereitstellung von Lebensräumen, für die Arten, die in der Kulturlandschaft nur noch wenige geeignete Biotope vorfinden (vgl. z.B. OTTO 1992; TRÄNKLE 1997; RADEMACHER 2001; GILCHER & TRÄNKLE 2005). Die Lebensräume der betriebenen Abbaustätte lassen sich aber nur teilweise in die gängigen Biotoptypen



## Diskussion der Einzelindikatoren

**Anzahl von Wanderbiotopen Var. 1 und Var. 2:** Bzgl. der Indikatoren sind die bei den Lebensräumen in Abschnitt 9.2.3.1 gemachten Ausführungen grundsätzlich übertragbar. Die Var. 1 „Fläche der Wanderbiotop der Abbaustätte (ha)“, ist nicht sinnvoll, da sie nur von sehr allgemeiner Aussagekraft ist.

Die Var. 2 „Anzahl der Wanderbiotop in der Abbaustätte /Fläche der Abbaustätte (ha)“ ist prinzipiell geeignet, da durch den Bezug zur Fläche der Abbaustätte ein gut vergleichbarer Wert generiert wird. Da die Überschneidung mit den lebensraumbasierten Indikatoren aber hoch ist, wird ist der Indikator nur eingeschränkt geeignet. Probleme bereitet die Ableitung der Zielerreichungswerte, da Daten über die Anzahl der Wanderbiotop in Abbaustätten nicht vorliegen. Die Zielerreichung kann aber auf Basis der Daten der lebensraumbasierten Indikatoren (vgl. Abb. 48) erfolgen. Allerdings müssen die Werte auf Basis der Erfahrung der Autoren korrigiert werden, da wie schon ausgeführt die Fläche der Wanderbiotop kleiner ist als die Fläche der Lebensräume.

⇒ **Der Indikator Anzahl von Wanderbiotopen Var. 1 ist nicht geeignet.**

⇒ **Der Indikatoren Anzahl von Wanderbiotopen Var. 2 ist nur eingeschränkt geeignet.**

**Fläche der Wanderbiotopen Var. 1 und Var. 2:** Anstatt über die Anzahl agieren die beiden Indikatoren über die Fläche aller Wanderbiotop (Var. 1) bzw. über die Fläche der lebensraumbezogenen Wanderbiotop (Var. 2) und erhöhen so die Aussagekraft der Indikatoren. Da Wanderbiotop naturschutzfachlich hochwertigen Flächen in einer Abbaustätte sind, kann der Indikator wesentlich zur Erhöhung der Biodiversität beitragen. Durch den fehlenden Bezug zur Gesamtfläche der Abbaustätte ergeben sich aber Probleme hinsichtlich der Zielerreichungswerte, da große Abbaustätten naturgemäß immer mehr Wanderbiotopflächen aufweisen. Notwendig ist also eine Stufung der Zielerreichungswerte nach der Größe der Abbaustätte und vermutlich auch nach der Art der Abbaustätte. Ob eine Abbaustätte der Zementindustrie trotz Skalierung über die Abbaustättengröße mit einem Naturwerksteinbruch tatsächlich vergleichbar ist, ist unklar.

Zwar gilt analoges auch für die Var. 2, durch den Bezug auf ausgewählte Lebensräume (z.B. temporäre Gewässer) agiert der Indikator deutlich spezifischer und kann z.B. auf lokale Besonderheiten der Abbaustätte angewandt werden. Hinsichtlich der Zielerreichungswerte gilt das Gleiche wie bei der Var. 1.

⇒ **Die Indikatoren Fläche der Wanderbiotopen Var. 1 und Var. 2 sind nicht geeignet.**

**Flächenanteil der Wanderbiotopen Var. 1:** Ein vergleichbarer „Lebensraum“-Indikator ist bei der vorgenommenen Abgrenzung von Lebensräumen zu Wanderbiotopen nicht möglich, da dieser hinsichtlich der Lebensräume immer den Indikatorwert 1 ergäbe. Der Indikator „Fläche der Wanderbiotop der Abbaustätte (ha) / Fläche der Abbaustätte (ha)“ stellt also eine gute Ergänzung dar und zielt direkt auf die Förderung der Strukturen in der Abbaustätte ab, die einen hohen Naturschutzwert aufweisen.

Eine weitere Differenzierung ist durch den Bezug zu bestimmten Tiergruppen oder zur Flora möglich, indem nur die Wanderbiotope herangezogen werden, die auf Basis der Kartierungen eine nutzbare Habitatqualität aufweisen, die z.B. für Flussregenpfeifer, Kleinen Blaupfeil oder andere naturraum- oder abbaustättenspezifische wertgebende Arten geeignet sind. Durch diese spezifische Anpassbarkeit gewinnt der Indikator an Bedeutung.

Im Steinbruch Vohenbronnen brüten z.B. 4-5 Paare des Flussregenpfeifers. D.h., der Steinbruch weist offensichtlich hervorragende Habitatbedingungen für die Art auf. Wie im Teil Indikatorenwertermittlung dargestellt beträgt die Fläche der Wanderbiotope 44,40 ha. Zieht man hieraus alle Standorte ab, die von der Art nicht genutzt werden (z.B. Bereiche um die Betriebsgebäude, Felswände, alle Strukturen im Nahbereich von Gebüsch, Wäldern) verbleibt eine Fläche von 28,38 ha (vgl. Abb. 37).



Abb. 37: Für den Flussregenpfeifer als Wanderbiotop eingestufte Flächen.

Unschärfen im Indikator ergeben sich dadurch, dass es nicht immer möglich ist, die tatsächlich 2-3 Jahre nicht mehr im Abbau befindlichen Flächen sauber zu differenzieren.

Nach BDZ/VDZ (2001) sind 15,19 % der Fläche in betriebenen Abbaustätten (n = 20) der deutschen Zementindustrie temporär stillgelegt. Diese Flächen sind als die Minimalfläche anzusehen, die als Wanderbiotope einzustufen sind. Eine Abschätzung auf Basis von TRÄNKLE

(1997) ergibt einen Prozentsatz von 40-60 % Flächenanteil in betriebenen Steinbrüchen, die als Wanderbiotope einzustufen sind. Hieraus lässt sich für Abbaustätten ab ca. 50 ha Fläche ein Zielerreichungswert von = 0,5 ableiten. Mangels ausreichender und konkreter Daten ist aber nur ungenügend bekannt, wie hoch der Flächenanteil von Wanderbiotope in kleinen und mittelgroßen Abbaustätten ist. Auf Basis einer Abschätzung der Autoren ist aber anzunehmen, dass sich die Werte nicht prinzipiell von denen großer Abbaustätten unterscheiden und somit der Zielerreichungswert bei = 0,5 festgelegt wird. Eine Verifizierung ist aber anzuraten.

⇒ **Der Indikator Flächenanteil der Wanderbiotopen Var. 1 ist geeignet.**

### **Zusammenfassung**

Von den fünf entwickelten Indikatoren wird nur der Indikator „Flächenanteil der Wanderbiotopen Var. 1“ übernommen:

- **Flächenanteil der Wanderbiotopen Var. 1** Name: Flächenanteil der Wanderbiotopen

**Beschreibung:** s. Abschnitt 9.3.1.3.1

Der Indikatoren „Anzahl von Wanderbiotopen Var. 2“ ist nur eingeschränkt geeignet:

- **Anzahl von Wanderbiotopen Var. 2** Name: Anzahl der Wanderbiotope der Abbaustätte

**Beschreibung:** s. Abschnitt 9.3.1.3.1

### **9.2.3.4 Indikatoren Teilbereich Gefährdete Biotoptypen**

Der Indikatorenteilbereich enthält fünf potenzielle Indikatoren.

#### **Grundsätzliches**

Grundsätzlich gelten für die gefährdeten Biotoptypen die bei den Lebensräumen und Wanderbiotopen gemachten Ausführungen. Aufgrund der besonderen naturschutzfachlichen Bedeutung der gefährdeten Biotoptypen ist eine Ausgliederung aus den Lebensräumen und Wanderbiotopen als Indikatorgruppe sinnvoll. Der Ansatz steht somit auch im Einklang mit den zahlreichen nationalen und internationalen Indikatorprogrammen.

Erhebliche Probleme bereiten aber die unterschiedliche Gefährdungseinstufung auf Landesebene, nationaler und internationaler Ebene. Hierdurch sind die Zielerreichungswerte letztendlich nicht ableitbar, sondern müssten z.B. bundeslandspezifisch entwickelt werden.

Ein weiteres Problem der Indikatoren ist die Tatsache, dass in der Abbaustätte i.d.R. zwar eine hohe Artenvielfalt mit zahlreichen gefährdeten Arten vorhanden ist, die Einstufung zahlreicher Lebensräume in die herkömmlichen Biotopklassifizierungssysteme aber nur teilweise

möglich ist. Die Indikatoren greifen somit nur auf Teile der Abbaustätte zu und somit von vornherein nur eingeschränkt sinnvoll.

Auch die Zielerreichungswerte sind nicht ableitbar, da keine verwertbaren Daten zur Anzahl oder Fläche gefährdeter Biotoptypen in Abbaustätten vorliegen. Gleiches gilt auch für das Umfeld. Zwar sind teilweise Statistiken verfügbar über die Fläche gefährdeter Biotop- oder Vegetationstypen pro Bundesland, wie hoch aber die Anzahl pro Fläche oder die Fläche in einem bestimmten Naturraum ist, liegt nicht vor.

Die Art und Weise der Indikatorengestaltung entspricht den lebensraumtypen- und wanderbiotopbasierten Indikatoren. Somit weisen die einzelnen Indikatoren die selben bereits oben formulierten Charakteristika und Probleme auf.

Letztendlich sind die Indikatoren nur in Teilen eingeschränkt sinnvoll und zumindest derzeit muss auf sie verzichtet werden. Mit sich verbessernder Datenlage können die Indikatoren aber evtl. aufgenommen werden.

Auf eine Diskussion einzelner Indikatoren wird verzichtet.

## Zusammenfassung

Von den fünf entwickelten Indikatoren sind vier eingeschränkt geeignet:

- **Anzahl gefährdeter Biotoptypen Var. 2**      **Name:** Anzahl gefährdeter Biotoptypen der Abbaustätte
- **Anzahl gefährdeter Biotoptypen Var. 3**      **Name:** Anzahl gefährdeter Biotoptypen der Abbaustätte zu Umfeld
- **Flächenanteil gefährdeter Biotoptypen Var. 3**      **Name:** Flächenanteil gefährdeter Biotoptypen
- **Flächenanteil gefährdeter Biotoptypen Var. 4**      **Name:** Flächenanteil gefährdeter Biotoptypen zu Umfeld

### 9.2.3.5 Indikatoren Teilbereich Strukturvielfalt und abiotische Faktoren

Der Indikatorenteilbereich enthält sieben potenzielle Indikatoren.

#### Grundsätzliches

Neben den biotischen Faktoren sind auch im Bereich Strukturvielfalt und abiotische Faktoren Indikatoren möglich.

Als in der Literatur regelmäßig diskutierter Strukturparameter gilt die Randlinienlänge von Biotopen. Dabei wird ein Zusammenhang zwischen Randlinienlänge, Strukturvielfalt und Biodiversität postuliert und teilweise nachgewiesen. Einschränkend gilt hier, dass die Indikatoren

in Räumen mit großflächig homogenen Strukturen nur geringe Werte erbringen können und somit dann nicht geeignet sind. So weisen z.B. homogene Schilfflächen nur eine geringe Randlinienlänge auf und sind trotzdem oder gerade deshalb von großer Bedeutung für schilfbrütende Vogelarten (vgl. RADEMACHER 1988; BAUER et al. 1993; OSTENDORP 1993).

Die Verwendung der Randlinienlänge als Indikator erfährt im Bereich von Abbaustätten noch eine zusätzliche Einschränkung. So hängt hier die Randlinienlänge stark vom Abbau ab, der wiederum weitgehend von abbautechnischen Parametern (z.B. Art und Lage der Lagerstätte, Organisation des Abbaubetriebs, Materialanforderungen) bestimmt wird. Die Einflussmöglichkeiten in den Bereichen mit aktivem Abbau sind deutlich begrenzt. Auf zahlreichen anderen Flächen der Abbaustätte sind dagegen viele Maßnahmen möglich, um eine große Vielfalt verschiedenster Lebensräume zu integrieren, wodurch entsprechend die Vielfalt in der Abbaustätte erhöht wird und der Indikatorwert entsprechend ansteigt. Die Indikatoren wirken somit direkt steuernd auf die Biodiversität.

## Diskussion der Einzelindikatoren

**Strukturvielfalt Var. 1 und Var. 2:** Die beiden Indikatoren „Randlinienlänge der Lebensräume/Wanderbiotopen (m) / Fläche der Abbaustätte (ha)“ und Randlinienlänge der gefährdeten Biotope (m) / Fläche der Abbaustätte (ha) greifen direkt auf die metrischen summierten Randlinienlängen der Lebensräume/Wanderbiotope oder der gefährdeten Biotope zurück und beziehen diese auf die Fläche der Abbaustätte. Die Indikatorwerte sind somit sehr einfach ermittelbar. Je kleinflächiger strukturiert eine Abbaustätte ist, desto höher wird der Indikatorwert. Je struktureicher das Umfeld ist, desto niedriger wird der Indikatorwert.

Nicht klar sind die Beziehungen zwischen den Randlinienlängen zur Fläche der Abbaustätten und zum Typ der Abbaustätte, da die Datenlage nicht ausreichend ist. Eine Ableitung von Zielerreichungswerten ist deshalb kaum möglich. Die beiden Indikatorenvarianten sind deshalb nur eingeschränkt verwendbar.

Letztendlich sind die Indikatoren nur in Teilen eingeschränkt verwendbar und zumindest derzeit muss auf sie verzichtet werden. Mit sich verbessernder Datenlage können die Indikatoren aber evtl. aufgenommen werden.

⇒ **Die Indikatoren Strukturvielfalt Var. 1 und Var. 2 sind nur eingeschränkt geeignet.**

**Strukturvielfalt Var. 3:** Der Indikator geht analog den Indikatoren „Lebensraumanzahl pro Abbaustättenfläche“ und Lebensraumanzahl Abbaustätte zu Umfeld“ davon aus, dass jeder geomorphologisch, standörtlich und ökologisch abgrenzbare Bereich Lebensraum für Tiere und Pflanzen sein kann. Der Indikator repräsentiert damit ein Maß für die Strukturvielfalt einer Abbaustätte. Im Gegensatz zu den Indikatoren, die nur auf die Anzahl der Lebensräume pro Fläche abheben, spiegelt der Indikator mit den Randlinienlängen sehr viel stärker die Strukturvielfalt wieder, da mit abnehmender Fläche der Strukturen, also steigenden Randlinienneneffekten für Flora und Fauna, die Werte von Nenner und/oder Teiler deutlich zunehmen. Dies zeigt sich an den berechneten Werten von 1993 zu 2006. 1993 wies der Steinbruch 106.970 m Randlinienlängen auf, 2006 bei um rund 19 ha vergrößerter Abbaustätte von

141.149 m. Auch im Umfeld sind durch den fortschreitenden Abbau Änderungen festzustellen. Die Abbaustätte hat seit 1993 strukturreichere Umfeldflächen in Anspruch genommen, gleichzeitig hat sich das Umfeld in größere landwirtschaftliche strukturärmere Komplexe ausgedehnt.

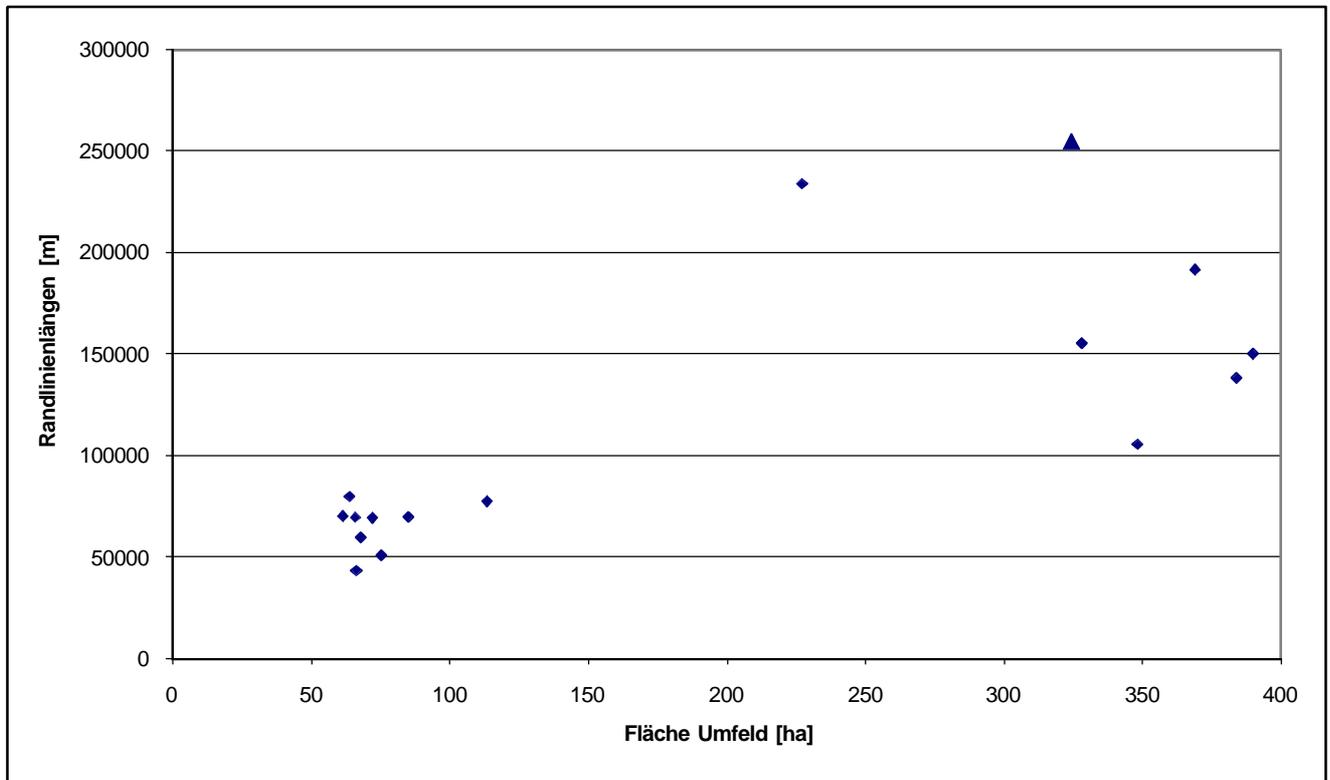


Abb. 38: Randlinienlängen der Biotope aufgetragen gegen die Fläche der Landschaftsräume. Schelklingen ist als Dreieck formatiert

Ein großes Problem stellt analog den anderen Varianten die Ableitung der Zielerreichungswerte für die Abbaustätte dar. Diese ist derzeit nicht möglich, da keine ausreichenden Datensätze, d.h. digitalisierten Abbaustätten vorliegen, aus denen Referenzwerte abgeleitet werden könnten.

Um eine Abschätzung zu treffen, wurde für das Umfeld auf 16 Datensätze der Autoren zurückgegriffen und die Summe der Randlinienlängen ermittelt. In Abb. 38 sind die Daten gegen die Fläche der Kartierräume aufgetragen. Es zeigt sich eine deutliche Abhängigkeit der Werte von der Größe des betrachteten Raumes, wobei die Daten in nicht unerheblichem Maße bei den großen Flächen schwanken. Der Raum Schelklingen erreicht hierbei den höchsten Randlinienlängenwert. Vergleicht man die Abbaustätte Schelklingen mit den Datensätzen, die größer 300 ha sind, ergeben sich Indikatorenwerte von 0,74 bis 1,34.

In Konsequenz müssen die Zielerreichungswerte nach der Qualität der Umfeldler differenziert werden. Es wird hierzu ein dreistufiges System vorgeschlagen: reich, mittel und gering strukturiertes Umfeld. Die entsprechenden Kenndaten sind: Summe der Randlinienlängen

> 175.000 mit einem Zielerreichungswert von = 0,45, Summe der Randlinienlängen > 125.000) mit einem Zielerreichungswert von = 0,80 und Summe der Randlinienlängen = 125.000) mit einem Zielerreichungswert von = 1,10.

⇒ **Der Indikator Strukturvielfalt Var. 3 ist nur eingeschränkt geeignet.**

**Strukturvielfalt Var. 4:** Für den Indikator „Randlinienlänge der gefährdeten Biotoptypen der Abbaustätte / Randlinienlänge der gefährdeten Biotoptypen im Umfeld“ gelten alle bei der Var. 3 getroffenen Aussagen und auch die Aussagen aus dem Indikatorenteilbereich „Gefährdete Biotoptypen“.

⇒ **Der Indikator Strukturvielfalt Var. 4 ist nicht geeignet.**

**Abiotische Faktoren Var. 1, Var. 2 und Var. 3:** Die Verwendung abiotischer Faktoren wie das Stickstoffangebot im Boden und die Wasserqualität bei Gewässern geht von der Prämisse aus, dass sich ein geringes Stickstoffangebot und eine hohe Wasserqualität positiv auf die Biodiversität auswirken. Dies umso mehr, da entsprechende extreme Standortqualitäten in der „normalen“ Kulturlandschaft selten sind. Für Abbaustätten stellen diese Faktoren allerdings ungeeignete Indikatoren dar. Abbaustätten zeichnen sich in der Regel (außerhalb der rekultivierten Bereiche) durch fehlende bis geringmächtige Bodenschichten aus, die entsprechend stickstoffarm sind. Auch die Steinbruchgewässer sind überwiegend als oligo- bis mesotroph einzustufen. Damit fehlen Möglichkeiten zur weiteren Verbesserung, so dass eine Erhebung dieser Parameter mit Berechnung des Indikators keinen weiteren Erkenntnisgewinn zur Folge hätte. Zudem können auch stickstoffreiche Standorte und eutrophe Gewässer in Abbaustätten durchaus eine wichtige Bedeutung für die Biodiversität aufweisen (vgl. TRÄNKLE 1997).

Auch die Verteilung von Bodenarten und Korngrößen innerhalb der Abbaustätte lässt über die reine Erhebung keine weitergehenden Aussagen bzgl. der Biodiversität zu. Zudem wird der Faktor indirekt über die Lebensräume abgebildet, so dass auf eine eigenständige Erhebung des Parameters und Berechnung des Indikators verzichtet werden kann.

⇒ **Die Indikatoren Abiotische Faktoren Var. 1, Var. 2 und Var. 3 sind nicht geeignet.**

## Zusammenfassung

Von den sieben entwickelten Indikatoren sind drei eingeschränkt geeignet:

- **Strukturvielfalt Var. 1**                      **Name:** Randlinienlängen der Lebensräume/Wanderbiotope
- **Strukturvielfalt Var. 2**                      **Name:** Randlinienlängen der gefährdeten Biotoptypen
- **Strukturvielfalt Var. 3**                      **Name:** Randlinienlängen Abbaustätte zu Umfeld  
**Beschreibung:** s. Abschnitt 9.3.1.5.1

### 9.2.4 Indikatorenset der Artenvielfalt

#### 9.2.4.1 Indikatoren Teilbereich Artenzahl

Der Indikatorenteilbereich enthält fünf potenzielle Indikatoren, von denen die Var. 2 bis Var. 5 im Detail in Abschnitt 9.3.1.6 ausgeführt sind.

#### Grundsätzliches

Artenzahlen von Tier- und Pflanzenarten sind häufig verwendete und methodisch gut fassbare Parameter zur Charakterisierung der Biodiversität eines Gebiets. Sie sind damit auch grundsätzlich geeignet zur Indikatorentwicklung, wie zahlreiche nationale und internationale Beispiele zeigen (vgl. z.B. den deutschen Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt in ACHTZIGER et al. 2004).

Problematisch ist hierbei allerdings die sinnvolle Auswahl aus der Vielzahl der möglichen Tier- und Pflanzenarten, um weder einen zu großen Untersuchungsaufwand zu generieren, noch die Aussagekraft durch zu starke Vereinfachung zu schmälern.

Zudem stellt die Entwicklung von Zielwerten eine große Herausforderung dar, da die Entwicklung der allgemeinen Artenzahlen einer Abbaustätte multifaktoriell abläuft und nur beschränkt beeinflussbar ist. Je spezifischer die Artenvielfalt betrachtet wird (einzelne Taxozöosen oder Teile davon), desto besser lassen sich entsprechend spezifische fördernde Maßnahmen entwickeln.

#### Diskussion der Einzelindikatoren

**Artenzahlen Var. 1:** Der Indikator „Artenzahlen von Tier- und Pflanzenarten der Abbaustätte“ ist nur wenig geeignet, da er einen Indikatorwert von nur sehr allgemeiner Aussagekraft generiert. Auch ist aufgrund des fehlenden Flächenbezugs eine Entwicklung allgemein gültiger

Zielwerte und eine Vergleichbarkeit von Abbaustätten untereinander nicht möglich. Hier würde die unterschiedliche Flächengröße der einzelnen Abbaustätten zum dominanten Faktor.

**Artenzahlen Var. 2:** Der Indikator „Artenzahl der Pflanzenarten der Abbaustätte / Fläche der Abbaustätte (ha)“ ist aufgrund seiner sehr einfach zu bestimmende Größe als einer der geeignetsten Grundlagenindikatoren anzusehen. Der Indikator stellt einen direkten Zusammenhang zwischen den Artenzahlen der Pflanzen der Abbaustätte und deren Fläche her.

Die Auswertung der verfügbaren Daten der Pflanzenartenzahlen pro Fläche von aufgelassenen und betriebenen Steinbrüchen zeigt Abb. 39. Es ist ein relativ kontinuierlicher Anstieg der Artenzahlen mit zunehmender Abbaustättenfläche festzustellen. Lediglich die Abbaustätten der deutschen Zementindustrie scheinen völlig eigenständige Verhältnisse aufzuweisen. Vermutlich ist aber davon auszugehen, dass die Artenzahl pro Fläche-Kurve bei den großen Abbaustätten steil nach oben zeigt bzw. zwischen 350 bis 400 Pflanzenarten pro Abbaustätte einen gewissen Grenzwert erreicht.

In Abb. 40 sind die ermittelten Indikatorwerte dargestellt. Ausgeschlossen wurden aber hierbei diejenigen Abbaustätten mit einer Fläche kleiner 5 ha, da die Indikatorwerte bei 131 bis 284 lagen und die Ermittlung der Zielerreichungswerte verzerrt. Auf Basis der eingetragenen Trendlinie (dargestellt für die betriebenen Steinbrüche) ergibt sich eine kontinuierliche Abnahme der Indikatorwerte mit steigender Steinbruchgröße. Hierdurch ist eine Vorgabe von in Klassen gestuften Zielerreichungswerten nicht sinnvoll. Vielmehr ist der Zielerreichungswert durch Ermittlung des Schnittpunktes Fläche der Abbaustätte mit der Trendlinie für jede Abbaustätte eigens zu entwickeln. Der Zielerreichungswert wird ermittelt durch den Schnittpunkt der Senkrechten auf die X-Achse mit der Trendlinie in Abb. 39 plus 5 %. Um nicht eine sich unendlich erhöhenden Zielerreichungswert zu generieren ist eine Kappungsgrenze bei +15 % anzusetzen. D.h., liegt ein Indikatorwert bei größer 15 % des y-Wertes des Schnittpunktes ist keine weitere Erhöhung notwendig.

Mit sich verbessernder Datenlage und Erhöhung der Indikatorwerte wird sich die Trendlinie allerdings auch verändern und die Zielerreichungswerte müssen angepasst werden.

Für die Abbaustätte Vohenbronnen bedeutet dies: Der Schnittpunkt liegt bei 3,6 plus 5 % woraus sich ein Zielerreichungswert von 3,78 ergibt.

⇒ **Der Indikator Artenzahlen Var. 2 ist geeignet.**

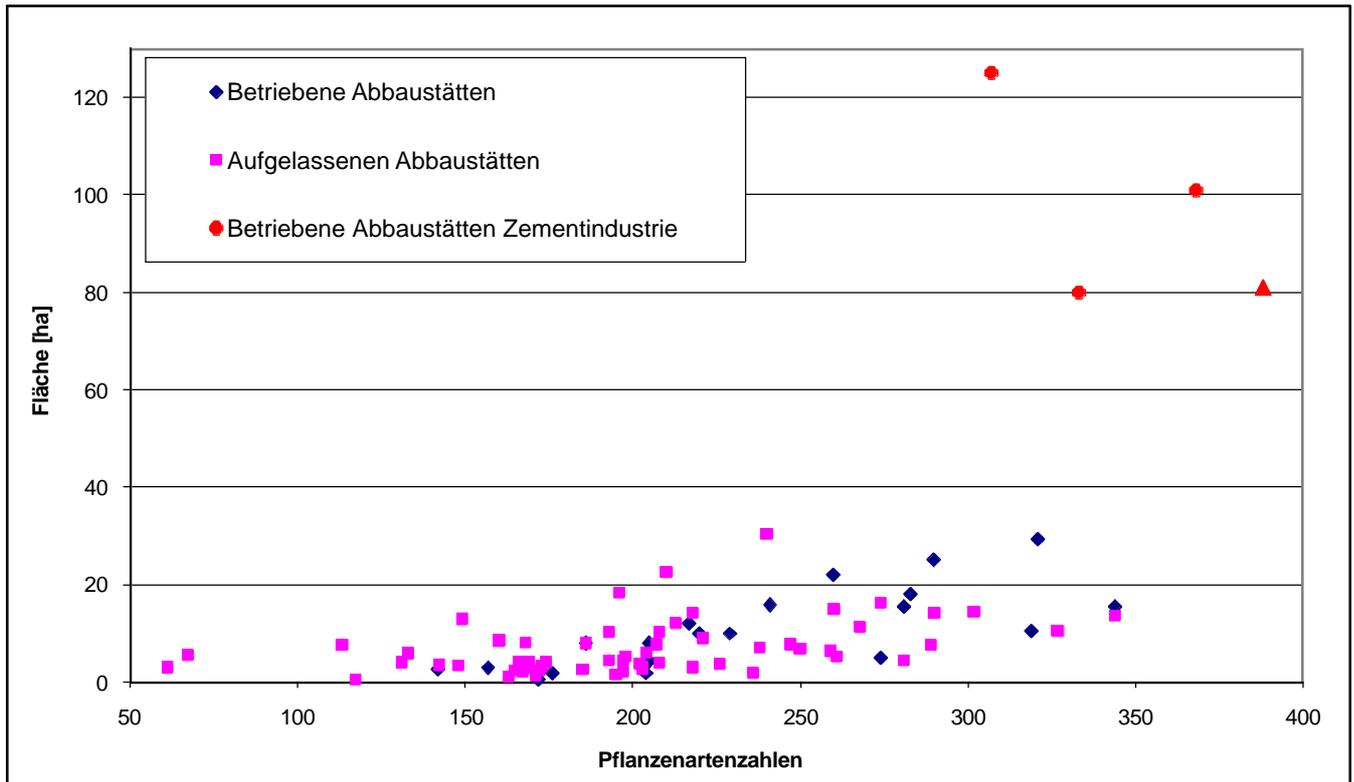


Abb. 39: Pflanzenartenzahlen pro Abbaustättenfläche. Vohenbronnen ist als Dreieck dargestellt.

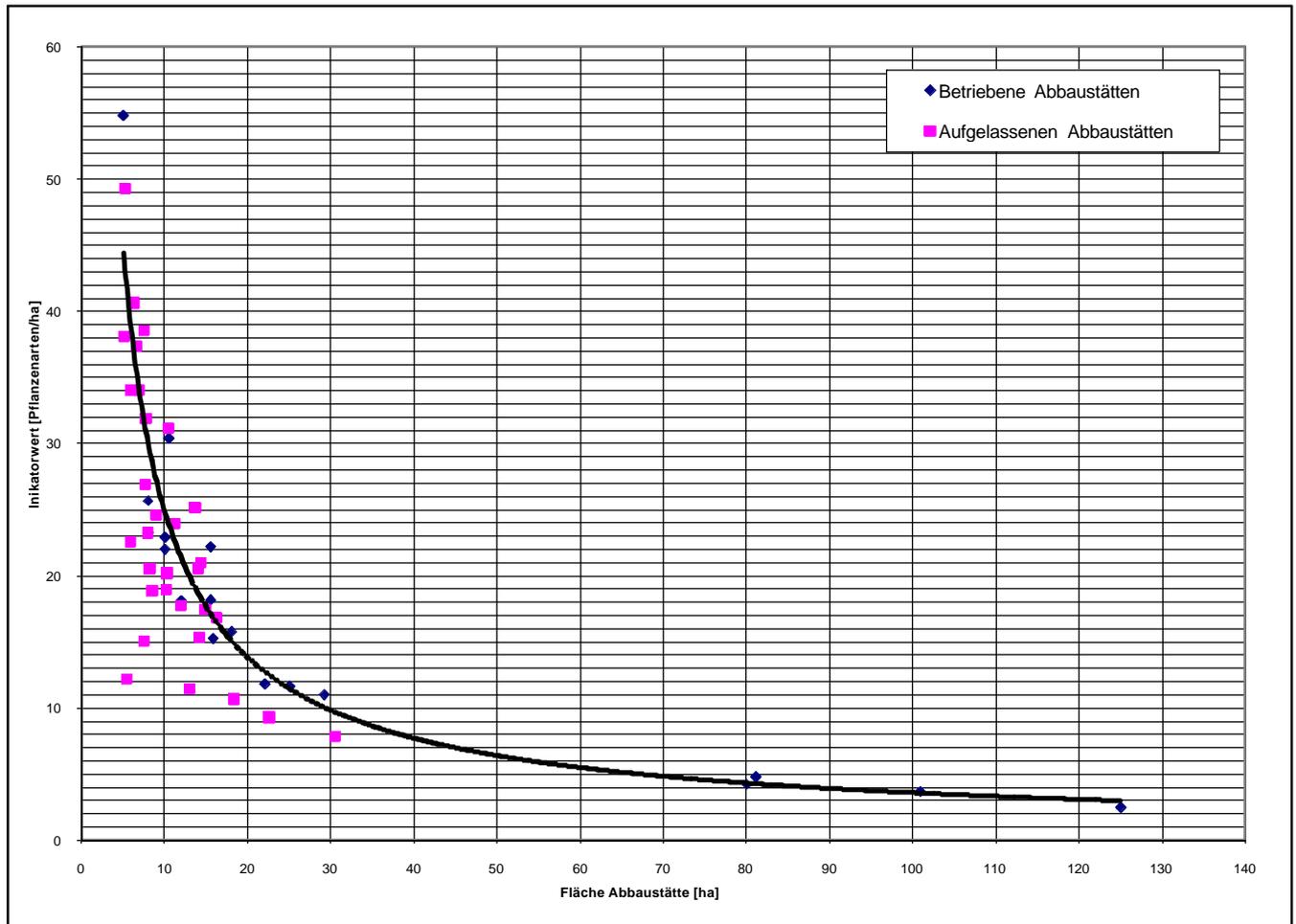


Abb. 40: Indikatorwerte „Pflanzenartenzahlen der Abbaustätte pro Fläche“. Die Trendlinie ist für die betriebenen Steinbrüche dargestellt.

**Artenzahlen Var. 3:** Der Indikator „Artenzahl der Pflanzenarten der Abbaustätte / Artenzahl der Pflanzenarten im Umfeld,“ ist aufgrund seiner sehr einfach zu bestimmende Größe als einer der geeignetsten Grundlagenindikatoren anzusehen. Der Indikator stellt einen direkten Zusammenhang zwischen der Abbaustätte und dem Umfeld her. Je intensiver genutzt, desto besser ist der Indikatorwert und repräsentiert somit den in der Literatur zahlreich dokumentierten Naturschutzwert von Abbaustätten hervorragend. Die erreichbaren Indikatorwerte sind entsprechend hoch und können ohne weiteres auch den Wert 1 überschreiten. Durch die Formulierung anspruchsvoller Zielerreichungswerte wird dem Rechnung getragen. Liegt eine Abbaustätte dagegen in einem artenreichen Naturraum, sind die erreichbaren Indikatorwerte kleiner und die Zielerreichungswerte müssen geringer sein.

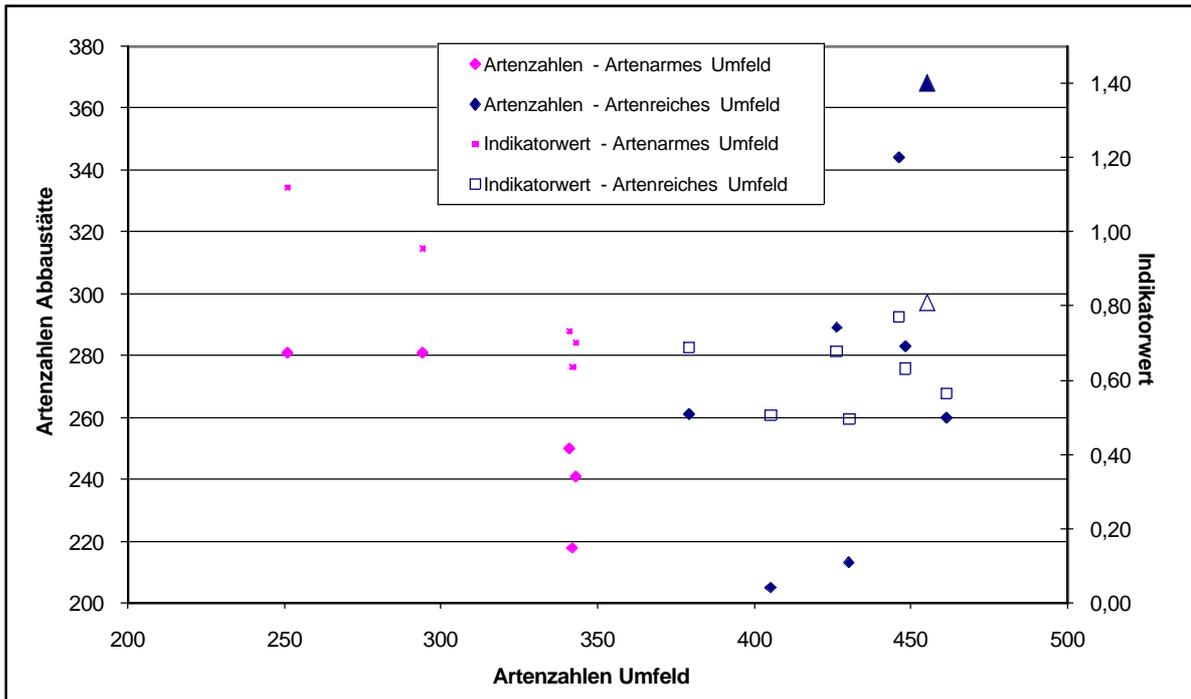


Abb. 41: Linke Y-Achse: Pflanzenartenzahlen von Abbaustätte zu Umfeld auf Basis TRÄNKLE (1997). Rechte Y-Achse: Indikatorwerte „Artenzahlen Abbaustätte zu Umfeld“ auf Basis TRÄNKLE (1997). Das Umfeld ist jeweils differenziert mit einem Radius = 500 m. Vohenbronnen ist jeweils als Dreieck dargestellt.

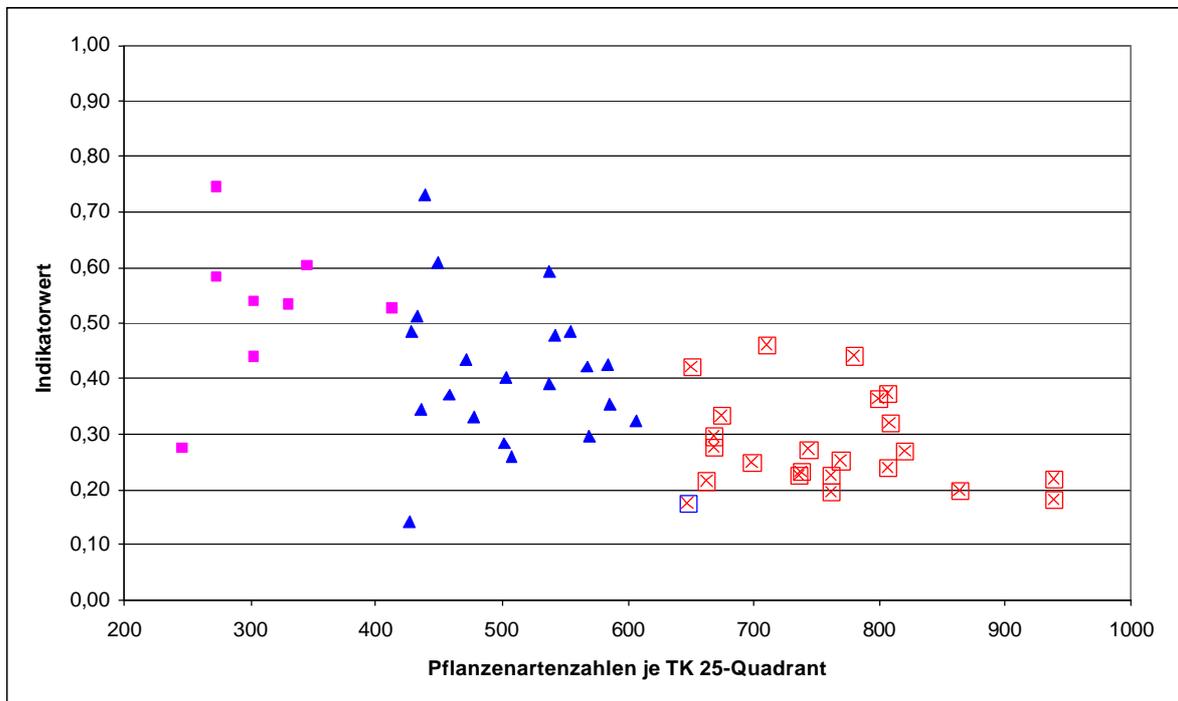


Abb. 42: Indikatorwerte „Artenzahlen Abbaustätte zu Umfeld“ auf Basis GILCHER & TRÄNKLE (2005). Das Umfeld entspricht dem Quadranten der Topographischen Karte 1:25.000. Die vier Symbole/Farben repräsentieren die gewählte Stufung der Zielerreichungswerte (vgl. Text)

In Abb. 41 sind die von TRÄNKLE (1997) für 13 Abbaustätten ermittelten Pflanzenartenzahlen von Abbaustätten gegen die Pflanzenartenzahlen des Umfelds ( $r = 500$  m) und die jeweiligen ermittelten Indikatorwerte eingetragen. Es ist zu erkennen, dass die Abbaustätte i.d.R. in einem allerdings größeren Schwankungsbereich um so mehr Arten aufweist, je artenreicher das Umfeld ist. Es ist auf Basis dieser Daten notwendig, die Zielerreichungswerte nach dem Artenreichtum des jeweiligen Umfelds zu differenzieren. Es werden zwei Stufen vorgegeben: artenreiches Umfeld (Artenzahlen  $> 325$ ) mit einem Zielerreichungswert von  $= 0,65$  und artenarmes Umfeld (Artenzahlen  $= 325$ ) mit einem Zielerreichungswert von  $= 0,75$ .

Wie in Abschnitt 7 formuliert kann auf die Erhebung des Umfeldes bei kleinen Abbaustätten verzichtet und stattdessen auf die Daten der Quadranten der Topographischen Karte 1:25.000 zurückgegriffen werden, in denen die Abbaustätte liegt. Einen Vergleichsdatenpool liefert hierfür die Studie von GILCHER & TRÄNKLE (2005) aus 52 bayerischen Steinbrüchen. In Abb. 42 sind die errechneten Indikatorwerte gegen die Artenzahlen des TK-Quadranten aufgetragen. Die Abhängigkeiten sind deutlich, auch wenn die Werte in größerem Maße streuen und unterhalb einer Artenzahl von ca. 580 die Indikatorwerte steiler abfallen als oberhalb. Die deutliche Streuung der Werte in Abhängigkeit der Artenzahlen muss aber auch zu differenzierten, nach dem Umfeld gestaffelten Zielerreichungswerten führen. Eingeführt werden drei Stufen auf Basis der Artenzahlen des TK-Quadranten (s. Gruppen in Abb. 42): Artenreiches Umfeld (Artenzahlen TK-Quadrant  $> 625$ ) mit einem Zielerreichungswert von  $= 0,30$ , mittel artenreiches Umfeld (Artenzahlen TK-Quadrant  $> 425-625$ ) mit einem Zielerreichungswert von  $= 0,45$  und artenarmes Umfeld (Artenzahlen TK-Quadrant  $= 425$ ) mit einem Zielerreichungswert von  $= 0,55$ .

Der Indikator weist aber auch eine direkte Rückkopplung zum verursachten Eingriff auf. In einem artenreichen Umfeld werden im Zuge des Abbaus höherwertige Biotope in Anspruch genommen. Um die Zielerreichungswerte zu erreichen sind deshalb vermehrt Maßnahmen, also direkt die Förderung von möglichst vielen und strukturreichen Wanderbiotopen, in der Abbaustätte notwendig, um die Ansiedlung weiterer Pflanzenartenzahlen zu fördern.

⇒ **Der Indikator Artenzahlen Var. 3 ist geeignet.**

**Artenzahlen Var. 4:** Der Indikator „Artenzahl ausgewählter Tiergruppen der Abbaustätte / Fläche der Abbaustätte (ha)“ ist aufgrund seiner sehr einfach zu bestimmende Größe ebenfalls als einer der geeignetsten Grundlagenindikatoren anzusehen.

Der Indikator arbeitet analog dem Indikator „Pflanzenartenzahlen der Abbaustätte pro Fläche“, nur dass er sich auf ausgewählte Tierarten bzw. Tiergruppen bezieht. Die klassischen und typischen Arten in Abbaustätten sind z.B. die Amphibien, Vögel oder Tagfalter und Widderchen. Sofern Daten vorliegen kann der Indikator auch auf andere Artengruppen übertragen werden, allerdings ist die Datenlage z.B. für die Artgruppen der Fledermäuse schlecht und es liegen keine Referenzwerte vor.

In der Grundversion ist der Indikator aber nur auf die Vogelarten anzuwenden.

Allerdings sind auch die Referenzwerte für die noch am häufigsten erfasste Artengruppe der Vögel nicht gut. Zu vermuten ist, dass ein gewisser Teil der Daten nicht das tatsächliche Po-

tenzial der Abbaustätten widerspiegelt bzw. dass ein gewisser Teil der Daten die notwendige Trennung zwischen Brutvögeln und Nahrungsgästen zu den für den Indikatorwert nicht zu berücksichtigenden Durchzüglern nicht durchführt. Die verfügbaren Daten sind in Abb. 43 dargestellt. Die Werte schwanken zwischen 6 bis 195 Vogelarten pro Steinbruch.

Da zugleich auch die Fläche der meisten Steinbrüche bzw. die kartierte Fläche nicht bekannt ist, lassen sich die Zielerreichungswerte derzeit nur auf Basis der Erfahrungen der Autoren abschätzen und müssen im Zuge der Etablierung des Indikatorensystems verifiziert werden.

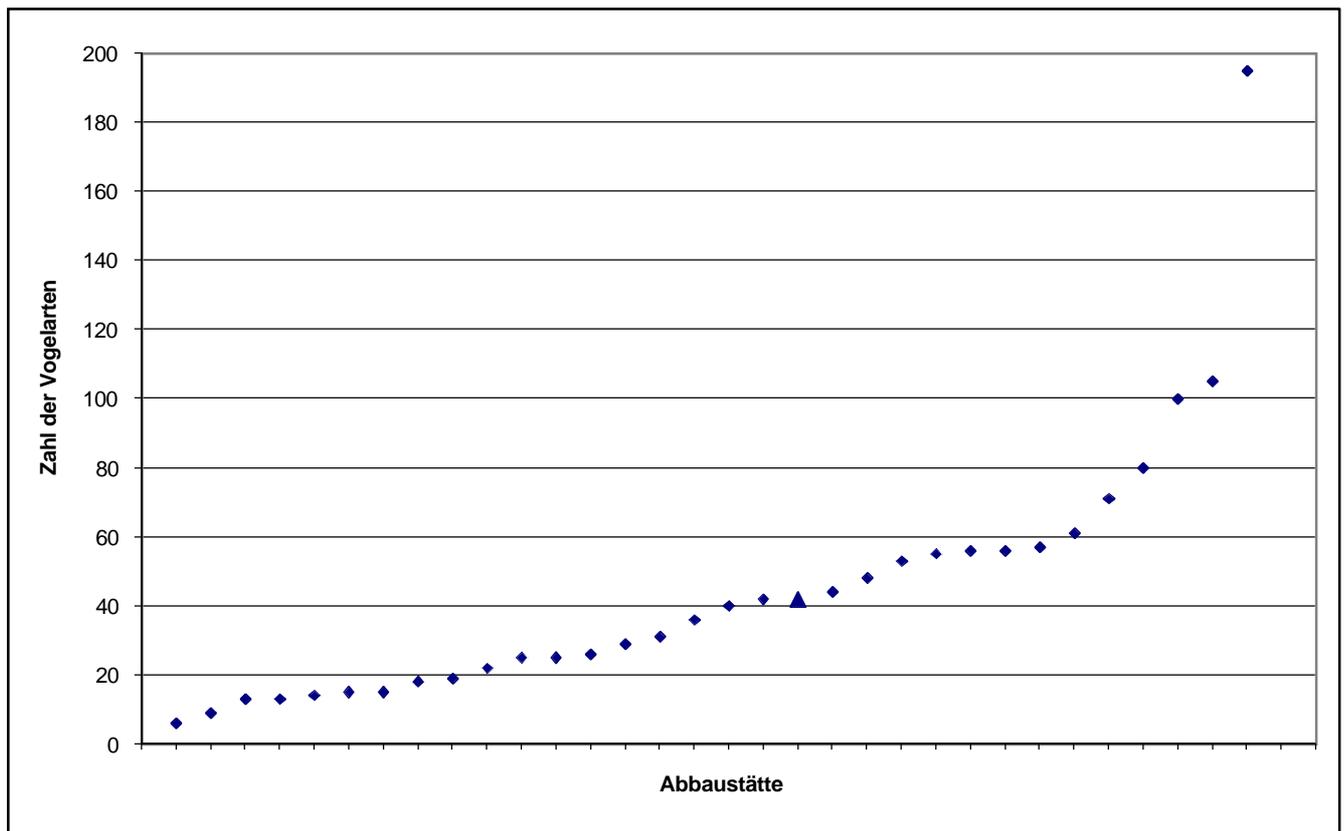


Abb. 43: Artenzahlen der Vögel pro Steinbruch (n = 32). Vohenbronnen ist als Dreieck dargestellt.

⇒ **Der Indikator Artenzahlen Var. 4 ist geeignet.**

**Artenzahlen Var. 5:** Der Indikator „Artenzahl ausgewählter Tiergruppen der Abbaustätte / Artenzahl ausgewählter Tiergruppen im Umfeld,“ ist aufgrund seiner sehr einfach zu bestimmende Größe ebenfalls als einer der geeignetsten Grundlagenindikatoren anzusehen.

Der Indikator arbeitet analog dem Indikator „Artenzahl Abbaustätte zu Umfeld“, nur dass er sich auf ausgewählte Tierarten bzw. Tiergruppen bezieht. Insofern gelten auch alle Aussagen wie beim Indikator „Artenzahl ausgewählter Tierarten der Abbaustätte pro Fläche“.

In der Grundversion ist der Indikator aber nur auf die Vogelarten anzuwenden.

Der Indikator steht hinsichtlich der Zielerreichungswerte von den analogen Problemen wie die Var. 4, da die Datenbasis schlecht ist. Die Zielerreichungswerte werden somit derzeit nur

auf Basis der Erfahrungen der Autoren abgeschätzt und müssen im Zuge der Etablierung des Indikatorensystems verifiziert werden.

⇒ **Der Indikator Artenzahlen Var. 5 ist nicht geeignet.**

## Zusammenfassung

Von den fünf entwickelten Indikatoren sind vier geeignet:

- **Artenzahlen Var. 2**                      **Name:** Pflanzenartenzahlen der Abbaustätte pro Fläche  
**Beschreibung:** s. Abschnitt 9.3.1.6.1
- **Artenzahlen Var. 3**                      **Name:** Pflanzenartenzahlen Abbaustätte zu Umfeld  
**Beschreibung:** s. Abschnitt 9.3.1.6.2
- **Artenzahlen Var. 4**                      **Name:** Artenanzahl ausgewählter Tierarten der Abbaustätte pro Fläche  
**Beschreibung:** s. Abschnitt 9.3.1.6.3
- **Artenzahlen Var. 5**                      **Name:** Artenanzahl ausgewählter Tierarten Abbaustätte zu Umfeld  
**Beschreibung:** s. Abschnitt 9.3.1.6.4

### 9.2.4.2 Indikatoren Teilbereich Populationsgröße

Der Indikatorenteilbereich enthält sieben potenzielle Indikatoren, von denen die Var. 3 und Var. 5 im Detail in Abschnitt 9.3.1.7 ausgeführt sind.

#### Grundsätzliches

Neben der allgemeinen Artenvielfalt stellt die Populationsgröße ausgewählter Tier- und Pflanzenarten einen wichtigen Parameter der Biodiversitätsforschung im Rahmen der Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren dar (vgl. z.B. COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES 2006; ACHTZIGER et al. 2004; EEA 2007). Insbesondere der Populationsentwicklung naturschutzfachlich wertgebender Tierarten wird hier eine besondere Bedeutung beigemessen. Der Vorteil der Indikatoren liegt, bei Verwendung standardisierter Erhebungsmethoden, in der guten Reproduzierbarkeit und Vergleichbarkeit der Ergebnisse.

In der Praxis zeigen sich aber zahlreiche Probleme, wodurch sich die aktuelle Forschung weitgehend auf wenige verbreitete Indikatorgruppen bzw. -arten beschränkt (vgl. ACHTZIGER et al. 2004). Aber selbst bei einer Taxozönose wie den Vögeln ist der Kenntnisstand bzgl. der

aktuellen bzw. früheren oder anzustrebenden Populationsgrößen mit großen Unsicherheiten behaftet. Entsprechend schwierig ist auch die Entwicklung sinnvoller Zielwerte.

Eine weitere Einschränkung der Verwendbarkeit der Populationsgröße als Indikator liegt in den Abbaustätten selbst begründet. Als Biotopkomplex mit hoher räumlicher und zeitlicher Dynamik ändern sich die Bedingungen für die einzelnen Tier- und Pflanzenarten innerhalb der Abbaustätte fortlaufend. Hieraus resultieren fortlaufende Änderungen der Populationsgröße der einzelnen Arten. Besonders stark wirken sich diese Änderungen der Populationsgröße bei Arten hochdynamischer Lebensräume (z.B. Kreuzkröte) aus, bei denen sich die Bedingungen von Jahr zu Jahr ändern. Eine Indikation über die absoluten Individuenzahlen käme hier zu wenig sinnvollen Ergebnissen.

Zudem hängt die Populationsgröße einzelner Tier- und Pflanzenarten artspezifisch von den Bedingungen im Umfeld der Abbaustätte bzw. von globalen Rahmenbedingungen (z.B. Zugvögel, Auswirkungen des Klimawandels) ab.

## Diskussion der Einzelindikatoren

**Populationsgröße ausgewählter Arten Var. 1 und Var. 2:** Aus den oben genannten Gründen ist eine Verwendung der auf exakten Individuenzahlen beruhenden Indikatoren „Individuenzahl ausgewählter Arten der Abbaustätte (exakte Anzahl) / Fläche der Abbaustätte (ha)“ und „Individuenzahl ausgewählter Arten der Abbaustätte (exakte Anzahl) / Individuenzahl ausgewählter Tier- und Pflanzenarten im Umfeld“, wenig sinnvoll. Zudem ist die Datenerhebung mit hohem Aufwand verbunden, ohne das Zielerreichungswerte überhaupt formuliert werden könnten.

⇒ **Die Indikatoren Populationsgröße ausgewählter Tier- und Pflanzenarten Var. 1 und Var. 2 sind nicht geeignet.**

**Populationsgröße ausgewählter Arten Var. 3 und Var. 4:** Die Indikatoren erfassen die Individuenzahlen ausgewählter Tier- oder Pflanzenarten über Abundanzklassen und beziehen diese entweder auf die Fläche der Abbaustätte oder auf das Umfeld. Der Indikator ist analog den anderen Indikatoren der Gruppe sehr flexibel, da je nach Abbaustätte eine oder mehrere wertgebenden Arten ausgewählt werden können und eine Anpassung an die spezifische Situation möglich ist.

Durch das Heranziehen von Abundanzklassen ist es auch möglich bei Vertretern von Taxozönosen mit allgemein geringer Körpergröße (z.B. Libellen), bei versteckt lebenden oder schwer erreichbaren Arten (z.B. Wasserfrösche), bei den Bewohnern hochdynamischer Lebensräume (z.B. Pionierarten der Amphibien und Libellen) und bei in sehr hohen Individuenzahlen auftretenden Arten (z.B. manche Amphibien) mit vertretbarem Aufwand die Erhebungen durchzuführen.

Hinsichtlich der Zielerreichungswerte ergeben sich aber zwei Fragestellungen. Eine konkrete Zielerreichung (z.B. Abundanzklasse III) ist auf Basis der verfügbaren Daten für fast alle Artengruppen nicht ermittelbar. Zwar ist für viele Abbaustätten bekannt, dass z.B. *Bombina variegata* (Gelbbauchunke), *Triturus cristatus* (Kammolch) etc. vorkommen, Daten über die In-

dividuenanzahl liegen aber meist nicht vor. Zu spezifisch ist die lokale Situation der Abbau-stätten. Sie könnten zwar analog ACHTZIGER et al. (2004) durch ein Delphi-Verfahren festgelegt werden, Sinn macht dies allerdings nicht.

Andererseits ist zu hinterfragen, ob überhaupt Zielerreichungswerte vorgegeben werden müssen oder ob es nicht besser ist, diese im Rahmen von Action Plans durch Selbstverpflichtung den Abbaustättenbetreiber zu überlassen. Die Zielerreichung würde dann ganz einfach heißen „Erhöhung der Abundanzklasse“ bis zur potenziellen maximalen Individuenzahl des gewählten Action Plan-Bereiches. Damit wäre der Indikator aber identisch mit dem spezifischen Indikator „Species Action Plans“.

Die Indikatoren sind hinsichtlich des Erhebungsaufwandes für viele Artengruppen zudem als ungünstig einzustufen, da die Erfassung von Populationszahlen bei vielen Arten einen erheblichen Aufwand erfordert und mit großen Unsicherheiten behaftet ist. So liegen selbst für die gut untersuchte Abbaustätte Vohenbronnen hinsichtlich der Amphibien nur unscharfe Daten vor.

⇒ **Die Indikatoren Populationsgröße ausgewählter Tier- und Pflanzenarten Var. 3 und Var. 4 sind nur eingeschränkt geeignet.**

**Populationsgröße ausgewählter Arten Var. 5 und Var. 6:** Die Indikatoren stellen einen Teilauszug der Var. 3 und Var. 4 dar, indem sie sich nur auf die Brutpaare ausgewählter Vogelarten beziehen diese auf die Fläche der Abbaustätte beziehen oder mit dem Umfeld vergleichen. Hierdurch ist der Indikator sehr flexibel, da je nach Abbaustätte eine oder mehrere wertgebenden Vogelarten ausgewählt werden können.

Der hieraus resultierende Vorteil ist hinsichtlich der Zielerreichungswerte allerdings ein Nachteil, da für alle potenziell auswählbaren Vogelarten Zielerreichungswerte definiert werden müssten, was auf Basis der Datenlage aber nicht möglich ist. Zwar ist für viele Abbaustätten bekannt, dass z.B. Uhu oder Flussregenpfeifer vorkommen, Daten über die Individuenanzahl liegen aber meist nicht vor. Die Lösung kann so gestaltet werden, dass die Populationsgröße von Indikatorwertermittlung zu Indikatorwertermittlung, also im geplanten 5 Jahres-Rhythmus, um je ein Brutpaar zu erhöhen sind. Als Kappungsgrenze kann ein Indikatorwert von plus 3 Brutpaaren über dem Indikatorwert der Ersterhebung angestrebt werden, der somit innerhalb von 15 Jahren zu erreichen wäre. Alternativ wird auf Basis der Daten aus dem Steinbruch Vohenbronnen auch ein fester Zielerreichungswert vorgeschlagen. Zur Prüfung der Zielerreichung kann dann entweder/oder- oder als und-Verknüpfung erfolgen.

Die Grenze dieses Systems bzw. der Indikatoren ist allerdings schnell bei Arten wie Uhu oder Wanderfalke erreicht, die i.d.R. nicht mit mehr als 1 Brutpaar und selten gleichzeitig in einer Abbaustätte vorkommen. In Konsequenz können Uhu und Wanderfalke nicht als Indikatorarten herangezogen werden, sondern nur die Arten, die infra- und intergenerisch verträglich sind.

Ob eine Differenzierung der Zielerreichungswerte nach Größe der Abbaustätte sinnvoll ist, kann nicht abschließend beantwortet werden, da auch hierfür keine Daten vorliegen. Mit steigender Abbaufäche ist die Wahrscheinlichkeit groß, dass die Populationszahlen der gewähl-

ten Vogelarten größer werden. Durch das gleichzeitige Ansteigen der Abbaufäche verändert sich der Indikatorwert, wie eine Abschätzung zeigt, aber vermutlich nur wenig. In Konsequenz wird auf die ursprünglich angedachte Abstufung des Zielerreichungswertes nach Abbaustättengröße vorläufig verzichtet.

⇒ **Die Indikatoren Populationsgröße ausgewählter Tier- und Pflanzenarten Var. 5 und Var. 6 sind nur eingeschränkt geeignet.**

**Populationsgröße ausgewählter Tier- und Pflanzenarten Var. 7:** Nicht empfohlen werden kann die Verwendung des Indikators „Individuenzahl ausgewählter Tier- und Pflanzenarten der Abbaustätte (exakte Anzahl oder Abundanzklassen oder Brutpaare etc.) / Fläche des Habitates (ha)“.

Hier überschneiden sich die oben dargestellten Einschränkungen zur Erfassung der Populationsgröße mit der problematischen räumlichen Abgrenzung des Habitats der einzelnen Arten. Was auf Basis der Lebensraumstruktur über die Pflanzenarten noch relativ einfach ist, gestaltet sich bei Tierarten schwieriger. So ist es z.B. für die klassischen Pionierarten unter den Amphibien fraglich, ob das eigentliche temporäre Gewässer mit oder ohne einen gewissen engeren Randradius als Habitat anzusehen ist. Auch die Einbeziehung von Nahrungs- und Überwinterungsräumen in das Habitat einer Art ist schwierig räumlich zu lösen. So könnte für Arten wie Flussregenpfeifer, Heidelerche etc. die Brutstätten inklusive eines gewissen Radius, z.B. des mittleren home range als Habitat herangezogen werden oder es ist die Lebensstätte deutlich größer auszudehnen.

⇒ **Der Indikator Populationsgröße ausgewählter Tier- und Pflanzenarten Var. 7 ist nicht geeignet.**

## Zusammenfassung

Von den sieben entwickelten Indikatoren sind vier eingeschränkt geeignet:

- **Populationsgröße ausgewählter Tier- und Pflanzenarten Var. 3**     **Name:** Abundanzklassen ausgewählter Tier- /Pflanzenarten der Abbaustätte pro Fläche  
**Beschreibung:** s. Abschnitt 9.3.1.7.1
- **Populationsgröße ausgewählter Tier- und Pflanzenarten Var. 4**     **Name:** Abundanzklassen ausgewählter Tier- /Pflanzenarten der Abbaustätte zum Umfeld
- **Populationsgröße ausgewählter Tier- und Pflanzenarten Var. 5**     **Name:** Brutpaare ausgewählter Vogelarten der Abbaustätte pro Fläche  
**Beschreibung:** s. Abschnitt 9.3.1.7.2
- **Populationsgröße ausgewählter Tier- und Pflanzenarten Var. 6**     **Name:** Brutpaare ausgewählter Vogelarten der Abbaustätte zum Umfeld

### 9.2.4.3 Indikatoren Teilbereich Wertgebende Arten

Der Indikatorenteilbereich enthält acht potenzielle Indikatoren, von denen die Var. 3, Var. 5, Var. 7 und der Indikator „Arten der Species Action Plans“ im Detail in Abschnitt 9.3.1.8 ausgeführt sind.

#### Grundsätzliches

Grundsätzlich gelten für die wertgebenden Arten die bei den allgemeinen Arten gemachten Ausführungen. Aufgrund der besonderen naturschutzfachlichen Bedeutung der wertgebenden Arten ist eine Ausgliederung aus den allgemeinen Arten und separate Fassung als Indikatorgruppe sinnvoll. Dies entspricht auch der im nationalen und internationalen Rahmen verbreiteten Verwendung als Indikatorgruppe (vgl. COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES 2006; ACHTZIGER et al. 2004; EEA 2007).

#### Diskussion der Einzelindikatoren

**Anzahl gefährdeter Arten Var. 1 und Var. 2:** Der Indikator „Anzahl wertgebender Arten der Abbaustätte“ ist ungeeignet, da er einen Indikatorwert von nur sehr allgemeiner Aussagekraft generiert. Auch ist aufgrund des fehlenden Flächenbezugs eine Entwicklung allgemein gültiger Zielwerte und eine Vergleichbarkeit von Abbaustätten untereinander nicht möglich. Letztendlich gilt analoges auch für die Var. 2 „Anteil gefährdeter Tier- und Pflanzenarten der Abbaustätte“, die anstatt auf die Artenzahlen auf den Anteil gefährdeter Arten abhebt.

⇒ **Die Indikatoren Anzahl gefährdeter Arten Var. 1 und Var. 2 sind nicht geeignet.**

**Anzahl gefährdeter Arten Var. 3:** Der Indikator „Anteil gefährdeter Arten der Abbaustätte / Fläche der Abbaustätte (ha)“ erfasst die Anteile gefährdeter Arten an der Gesamtartenzahl und bezieht diese auf die Fläche der Abbaustätte. Hierdurch ist der Indikator sehr flexibel, da je nach Abbaustätte eine oder mehrere Artengruppen ausgewählt werden können und eine Anpassung an die spezifische Situation möglich ist. In der Basisform sollte der Indikator sich aber auf die vorgegebenen Artengruppen der Pflanzen, Vögel, Amphibien und optional Libellen und Tagfalter beschränken (vgl. Tab. 30).

Die Abschätzung der Zielerreichungswerte ist aber schwierig. So wurde die einfache Form des Indikators „Gefährdete Arten pro Fläche“ aufgegeben (s. oben), da es nicht möglich war, einen hinreichend sicheren Zielerreichungswert zu formulieren. Als Beispiel kann die Abbaustätte Vohenbronnen dienen. Die absolute Zahl gefährdeter Pflanzenarten betrug 2006 11 Arten, die Fläche der Abbaustätte lag bei 100,90 ha. Der Indikatorwert errechnet sich mit 0,11. Die Indikatorwerte von 53 Abbaustätten schwanken aber in erheblichem Maße zwischen 0,11 und 37,70 bzw. wenn die Extremwerte entfernt werden bis 13,33.

Der Zielerreichungswert hätte durch Ermittlung des Schnittpunktes Fläche der Abbaustätte mit der Trendlinie der Indikatorenwerte für jede Abbaustätte plus 5 % abgeleitet werden können. Für die Abbaustätte Vohenbronnen ergibt sich hieraus aber eine Zielerreichungswert

von 0,19, was fast eine Erhöhung der gefährdeten Arten von 11 auf 19 in der Abbaustätte voraussetzt. Da das gesamte sehr artenreiche Umfeld auf dreifacher Fläche aber selbst nur 27 gefährdete Pflanzenarten aufweist, ist der Zielerreichungswert nicht realistisch. Auch Ansätze über die Fläche ergeben keine Lösungen.

Benutzt man stattdessen, wie in der Var. 3, die Anteile der gefährdeten Arten sind die Streuungen der Indikatorwerte geringer (vgl. Abb. 44) und durch den anteiligen Bezug zu den Gesamtartenzahlen erfolgt eine gewisse Skalierung. Durch den prozentualen Ansatz schwanken die Werte zudem auch in engeren Bereichen wie der Vergleich der Werte von 1993 zu 2006 zeigt.

Die Zielerreichungswerte für die Pflanzenarten müssen durch eine Testphase verifiziert werden und werden durch den Schnittpunkt der Senkrechten auf die X-Achse (Abbaustättenfläche) mit der Trendlinie in Abb. 44 bzw. Abb. 49 plus 5 % ermittelt. Bei einer Überschreitung des Y-Wertes von 15 % ist keine weitere Erhöhung notwendig.

Hinsichtlich der Avifauna gelten die oben getroffenen Aussagen. Die Ableitung der Zielerreichungswerte ist mit deutlich größeren Unsicherheiten behaftet, da die Datenlage ungleich schlechter ist (vgl. Abb. 45). Daten liegen vor für 22 aufgelassene Steinbrüche und 4 betriebenen Steinbrüche. Für die Ermittlung des Zielerreichungswertes gelten die analogen Ansätze wie oben dargestellt.

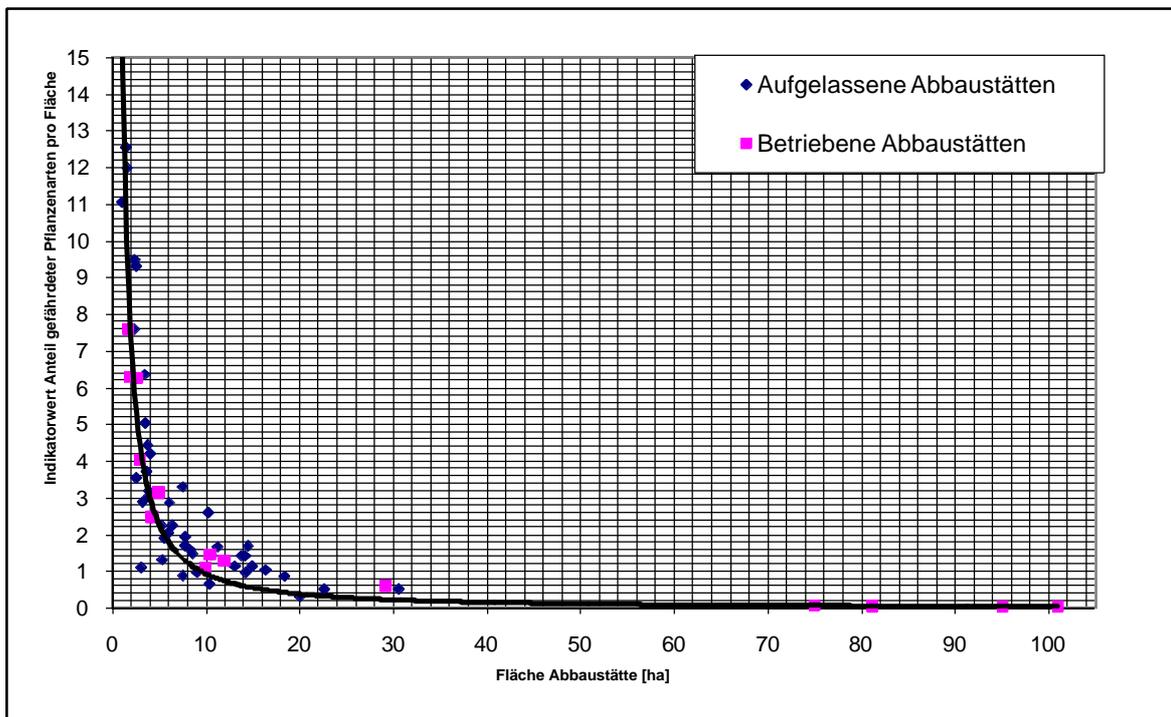


Abb. 44: Indikatorwert „Anteil gefährdeter Arten der Abbaustätte pro Fläche“ für die gefährdeten Pflanzenarten aufgetragen gegen die Fläche der Abbaustätten (n = 53). Die Trendlinie ist für die betriebenen Abbaustätten dargestellt.

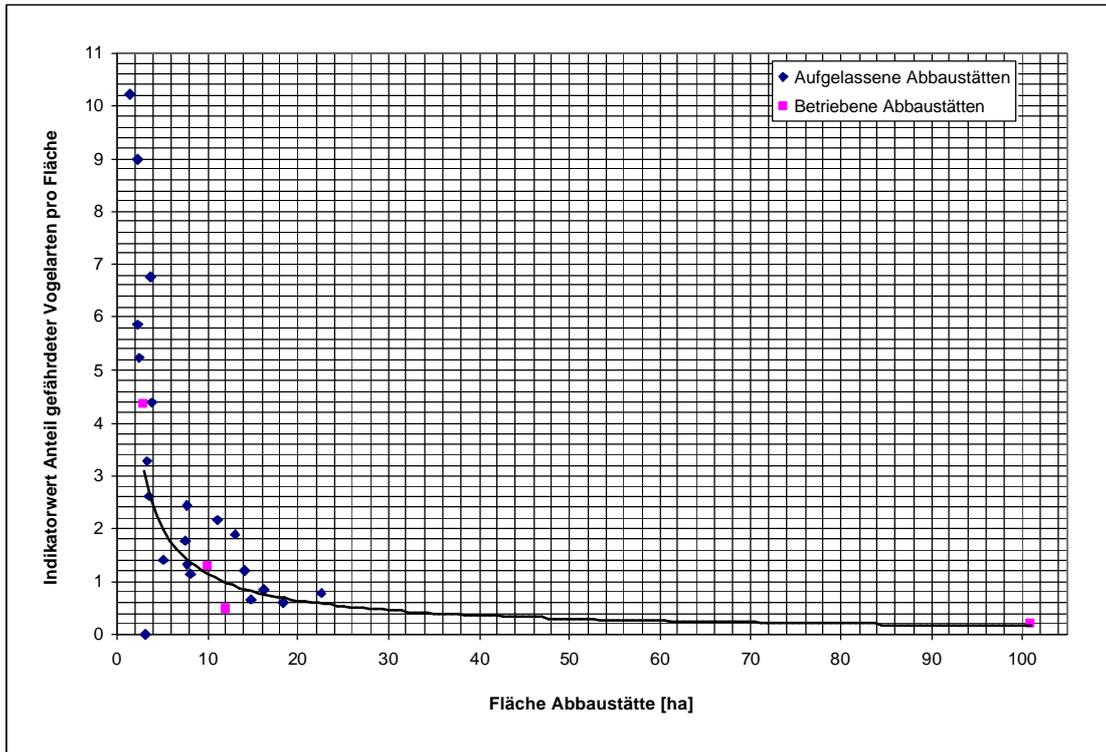


Abb. 45: Indikatorwert „Anteil gefährdeter Arten der Abbaustätte pro Fläche“ für die gefährdeten Vogelarten aufgetragen gegen die Fläche der Abbaustätten (n = 25). Die Trendlinie ist für die betriebenen Abbaustätten dargestellt.

⇒ **Der Indikator Anzahl gefährdeter Arten Var. 3 ist eingeschränkt geeignet.**

**Anzahl gefährdeter Arten Var. 4:** Die Var. 4 „Anzahl gefährdeter Arten der Abbaustätte / Fläche der Abbaustätte (ha)“ bezieht sich anstatt der Anteile auf die konkreten Anzahl gefährdeter Arten. Es gelten alle oben bei der Var. 3 und auch bei der Var. 2 getroffenen Aussagen.

⇒ **Der Indikator Anzahl gefährdeter Arten Var. 4 ist eingeschränkt geeignet.**

**Anzahl gefährdeter Arten Var. 5:** Der Indikator vergleicht die Anteile gefährdeter Arten der Abbaustätte mit den Anteilen im Umfeld und bezieht dadurch die Abhängigkeiten der Abbaustätte von Ihrem Umfeld mit ein. Im Indikator integriert ist somit bereits eine Skalierung über den Artenreichtum bzw. den Anteil gefährdeter Arten des Umfelds. In Abb. 46 sind die Anteile von 18 Abbaustätten und ihrem jeweiligen Umfeld gegenüber gestellt. Es zeigt sich sowohl bei den betriebenen als auch bei den aufgelassenen Abbaustätten ein deutlicher Zusammenhang zwischen den Anteilen der Abbaustätte und des Umfelds, wobei die betriebenen Abbaustätten einen deutlich steileren Gradienten aufweisen. Der Überschneidungsbereich von betriebenen und aufgelassenen Abbaustätten ist aber groß. Ursache dieser Unterschiede sind einerseits in den relativ hohen Gesamtartenzahlen der betriebenen Abbaustätten zu suchen und andererseits in den allgemein niedrigeren absoluten gefährdeten Pflanzenarten der betriebenen gegenüber den aufgelassenen Abbaustätten (vgl. TRÄNKLE 1997; TRÄNKLE & BEIßWENGER 1999; GILCHER & TRÄNKLE 2005).

Berechnet man für die ausgewählten Abbaustätten die Indikatorwerte ergibt sich Folgendes (s. Abb. 47). Die aufgelassenen Abbaustätten streuen in erheblichem Maße und lassen nur eine geringe Abhängigkeit des Indikatorwertes von den Anteilen gefährdeter Pflanzenarten im Umfeld erkennen. Die betriebenen Abbaustätten weisen dagegen eine leicht sinkende Tendenz bei zunehmenden Anteilen gefährdeter Pflanzenarten im Umfeld auf, wobei auch diese nicht einheitlich ist.

In Konsequenz sind Abhängigkeiten des Indikatorwertes sowohl vom Artenreichtum des Umfeldes inklusive der Anteile gefährdeter Arten als auch von den Artenzahlen der Abbaustätte und deren Größe feststellbar. Der Zusammenhang der Werte ist aber komplex und nicht linear. Die Ableitung der Zielerreichungswerte ist somit schwierig. Die hier vorgeschlagene Lösung besteht über die Differenzierung der Anteile gefährdeter Pflanzenarten des Umfelds. Auf Basis der Daten bietet sich vorläufig eine Zweiteilung größer und kleiner einem Anteil von 2,7 % gefährdeter Pflanzenarten im Umfeld an.

Für die anderen Artengruppen liegen keine ausreichenden Daten vor, um Abschätzungen zu treffen.

Mit zunehmend verbesserter Datenlage ist der Indikator auf die Vögel auszudehnen.

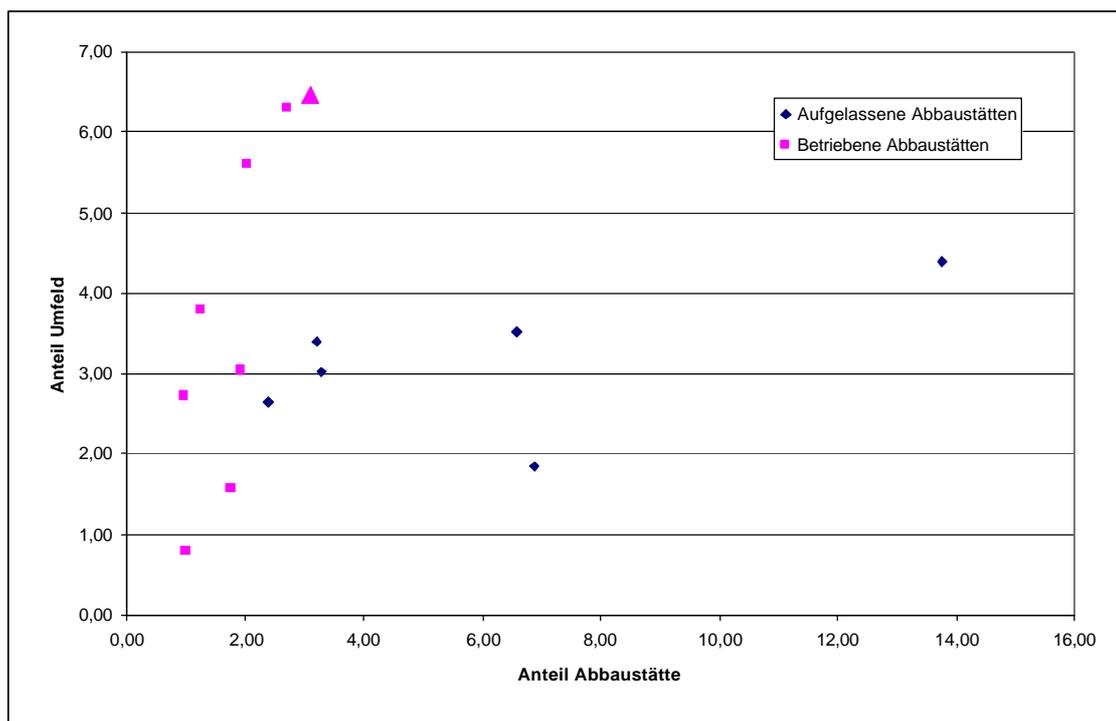


Abb. 46: Anteile der gefährdeten Pflanzenarten der Abbaustätte zu den Anteilen im Umfeld (n = 18). Die Abbaustätte Vohenbronnen ist als Dreieck dargestellt.

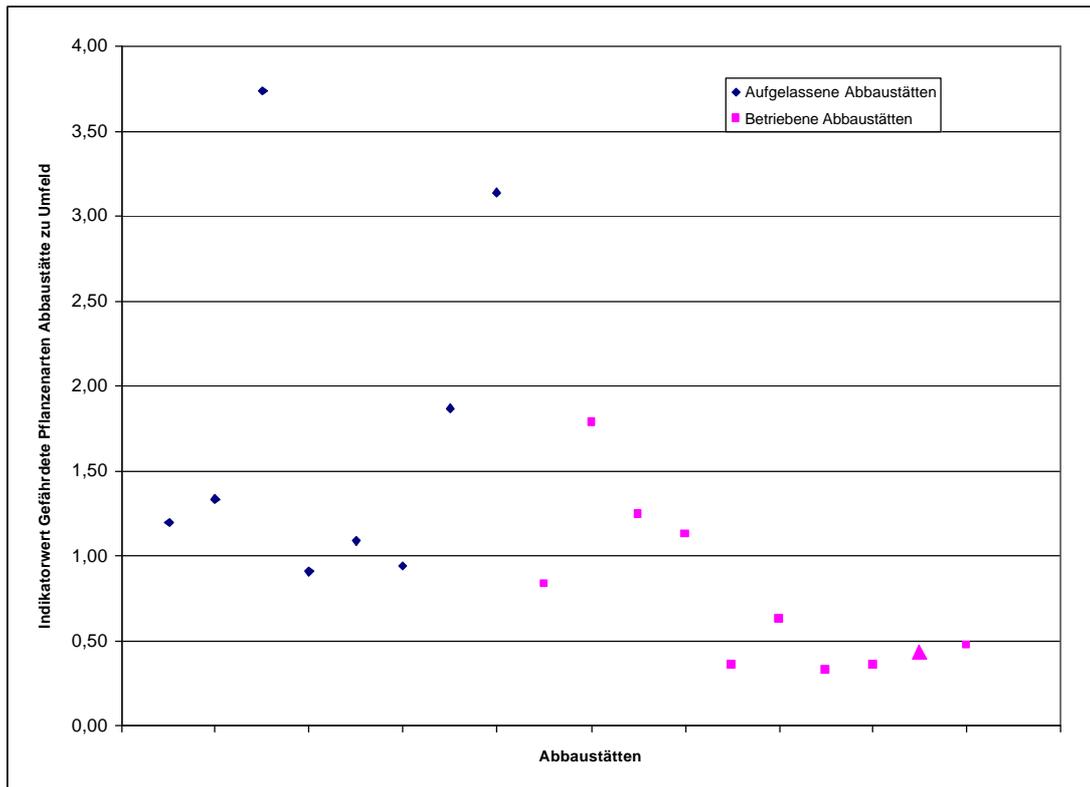


Abb. 47: Indikatorwerte „Anteil gefährdeter Arten Abbaustätte zu Umfeld“ (n = 18). Getrennt nach aufgelassenen und betriebenen Abbaustätten und jeweils aufsteigend sortiert nach Anteil der gefährdeten Pflanzenarten im Umfeld. Vohenbronnen ist als Dreieck dargestellt.

⇒ **Der Indikator Anzahl gefährdeter Arten Var. 5 ist geeignet.**

**Anzahl gefährdeter Arten Var. 6:** Die Var. 6 „Anzahl gefährdeter Arten der Abbaustätte / Anzahl gefährdeter Arten im Umfeld“ bezieht sich anstatt der Anteile auf die konkreten Anzahl gefährdeter Arten. Es gelten alle oben bei der Var. 5 und auch bei der Var. 2 getroffenen Aussagen, allerdings ist der Indikator etwas weniger geeignet als die Var. 5, da ihm die Skalierung über die Gesamtartenzahlen fehlt.

⇒ **Der Indikator Anzahl gefährdeter Arten Var. 6 ist eingeschränkt geeignet.**

**Anzahl gefährdeter Arten Var. 7:** Der Indikator vergleicht die Anzahl der Arten einer vorgegebenen taxozönosenspezifischen Artenliste und vergleicht diesen Wert mit der Gesamtartenzahl der vorgefundenen Arten dieser taxozönosenspezifischen Liste. Der Indikator ist prädestiniert gezielte Maßnahmenumsetzungen z.B. im Rahmen der Action Plans zu bewerten. Ebenso ist er auf die zu rekultivierenden oder renaturierenden Flächen anwendbar und überprüft so den Erfolg deren Umsetzungen. Anwendbar ist der Indikator aber ebenso auf die gesamte betriebene Abbaustätte z.B. für die Vogel- oder Amphibienarten. Hierzu nachfolgend ergänzende Aussagen:

Im Rahmen der Action Plans für die Abbaustätte Vohenbronnen wird die Anlage von Kalk-Magerrasen und temporäre bis perennierende Kleingewässer/wechselfeuchte Pionier- und

Ruderalfluren (Wanderbiotopkomplex) angestrebt. Die Kalkmagerrasen entstehen im Zuge der regulären Rekultivierung, während sich die Kleingewässer auf die betriebenen Abbaustätte beziehen und deren Naturschutzwert erhöhen sollen. Für beide Biotoptypen sind Zielarten formuliert, die etabliert werden sollen. Diese Zielarten sind in Teilen wiederum als Indikatorarten ausgewählt und repräsentieren die vorgegebene taxozönosenspezifische Artenliste. Über die Action Plans kann somit abbaustättenspezifisch und den lokalen naturräumlichen Verhältnissen angepasst eine Artengruppe entwickelt werden.

Im Steinbruch Vohenbronnen kann der Indikator aber bereits auch auf die schon umgesetzten Rekultivierungsflächen angewandt werden, die sich zwischen den Waldansaaten (vgl. RADEMACHER & TRÄNKLE 2007) entwickelt haben. Ebenso kann die Artenliste auf die Gesamtartenliste der Abbaustätte angewandt werden.

Um den Indikator allgemein anwendbar zu machen wurden bundesweit gültige Artenlisten für die Brutvögel getrennt nach betriebenen Steinbrüchen, älteren Rekultivierungen und Nassabgrabungen, Amphibien/Reptilien und Libellen zusammengestellt (vgl. Abschnitt 9.3.1.8). Die Listen wurden auf Basis BDZ/VDZ (2003), GILCHER & BRUNS (1999), GILCHER & TRÄNKLE (2005), RADEMACHER (1998/1999; 2001; 2001-2004) und auf Basis der Erfahrungen der Autoren erstellt.

⇒ **Der Indikator Anzahl gefährdeter Arten Var. 7 ist geeignet.**

**Anzahl gefährdeter Arten Var. 8:** Der Indikator nimmt Bezug auf die Species Action Plans (SAP) und bewertet so den Erfolg der Maßnahmen. Hierdurch ist der Indikator hochgradig abbaustätten- und naturraumspezifisch und kann je nach Situation angepasst werden. Für die Abbaustätte Vohenbronnen wurden SAPs für die Arten *Linum flavum* (Gelber Lein), *Crex crex* (Wachtelkönig)/*Perdix perdix* (Rebhuhn), *Bubo bubo* (Uhu), *Charadrius dubius* (Flussregenpfeifer) und *Orthetrum coerulescens* (Kleiner Blaupfeil) erstellt.

Uhu, Flussregenpfeifer und Kleiner Blaupfeil kommen in der Abbaustätte bereits vor. Das Rebhuhn und der Gelbe Lein werden aktiv neu angesiedelt. Hinsichtlich des Gelben Leins ist eine Zusammenarbeit mit der Univ. Ulm angedacht. Das anspruchsvolle Ziel den Wachtelkönig im Steinbruch anzusiedeln ist als ergänzender Ansatz zum Rebhuhn gedacht.

Ein grundsätzliches Problem der SAPs ist, dass für nicht vorkommende Arten trotz Schaffung optimaler Bedingungen nicht garantiert werden kann, dass sich die Arten in der Abbaustätte auch tatsächlich ansiedeln und/oder selbst erhaltende Populationen aufbauen, da z.B. gewisse Parameter der spezifischen Autökologie nicht bekannt und/oder beherrschbar sind. Dies gilt auch für gezielte Ausbringungsmaßnahmen z.B. für *Linum flavum*. Entsprechend können dann die Zielerreichungswerte nicht erreicht werden. Um hier nicht sinnlose Kosten entstehen zu lassen, sind die SAPs dann aufzugeben und durch andere Arten zu ersetzen, wenn es nicht gelingt innerhalb von 10-15 Jahren die Arten anzusiedeln.

Etwas problematisch ist die Ableitung der Zielerreichungswerte. Für eine Art wie den Uhu ist selbst in einer großen Abbaustätte wie Vohenbronnen aufgrund der nur an wenigen Stellen geeigneten Gesteine maximal ein Brutpaar zu erwarten. Derzeit ist die Art Nahrungsgast. Der

Zielerreichungswert kann also maximal den Wert „1 Brutpaar“ oder „2 Individuen“ annehmen (Jungtiere nicht berücksichtigt).

*Linum flavum* dagegen wird in einer größeren Population im Steinbruch vorkommen, wenn die Ansiedlung gelingt. Die konkreten Individuenzahlen sind aber nicht abzuschätzen und somit ist auch kein Zielerreichungswert generierbar.

Als Zielerreichung kann anstatt konkreter Individuenzahlen auch auf Abundanzklassen zurückgegriffen werden. Diese sind aber bei weitem nicht standardisiert und somit auch nur schwer umsetzbar. Es werden drei Zielerreichungsmodelle vorgeschlagen, die nach vorkommenden und neu anzusiedelnden Arten und/oder nach Arten mit geringen und großen Individuenzahlen differenziert. Für die Abbaustätte Vohenbronnen ergeben sich folgende Einstufungen:

- *Linum flavum* (Gelber Lein) Stabile selbsterhaltende Population
- *Crex crex* (Wachtelkönig); *Perdix perdix* (Rebhuhn) Stabile selbsterhaltende Population
- *Bubo bubo* (Uhu) 1 Brutpaar mit Aufzuchterfolg
- *Charadrius dubius* (Flussregenpfeifer) Erhöhung der Abundanzklasse um 1 Stufen
- *Orthetrum coerulescens* (Kleiner Blaupfeil) Erhöhung der Abundanzklasse um 1 Stufen

⇒ **Der Indikator Arten der SAPs ist geeignet.**

## Zusammenfassung

Von den acht entwickelten Indikatoren sind drei geeignet:

- **Anzahl gefährdeter Arten Var. 5** **Name:** Anteil gefährdeter Arten Abbaustätte zu Umfeld  
**Beschreibung:** s. Abschnitt 9.3.1.8.2
- **Anzahl gefährdeter Arten Var. 7** **Name:** Anteil an einer vorgegebenen taxozöno-  
bezogenen Artenliste  
**Beschreibung:** s. Abschnitt 9.3.1.8.3
- **Arten der Species Action Plans** **Name:** Arten der Species Action Plans  
**Beschreibung:** s. Abschnitt 9.3.1.8.4

Von den acht entwickelten Indikatoren sind weitere drei eingeschränkt geeignet:

- **Anzahl gefährdeter Arten Var. 3** **Name:** Anteil gefährdeter Arten der Abbaustätte pro  
Fläche  
**Beschreibung:** s. Abschnitt 9.3.1.8.1
- **Anzahl gefährdeter Arten Var. 4** **Name:** Anzahl gefährdeter Arten der Abbaustätte pro  
Fläche

- **Anzahl gefährdeter Arten Var. 6**    **Name:** Anzahl gefährdeter Arten Abbaustätte zu Umfeld

#### 9.2.4.4 Indikatoren Teilbereich Störung charakteristischer Arten

Der Indikatorenteilbereich enthält vier potenzielle Indikatoren.

##### Grundsätzliches

Die Berechnung erfolgt z.B. aus dem Produkt der Dauer und der Häufigkeit der Störung von Tierarten im Verhältnis zum gewonnenen Rohgestein. Die Berechnung ist nicht weiter entwickelt. Heranzuziehende Einflussgrößen können aber sein: Anzahl der Arbeiter im Steinbruch, Dauer der unmittelbaren Anwesenheit, Anzahl der unmittelbaren Aufenthalte im Steinbruch je Arbeiter, Aktionsradius innerhalb der Steinbruchfläche je Arbeiter.

Allen Indikatoren gemeinsam sind die große Zahl an Unsicherheiten hinsichtlich der zu erfassenden Parameter. So ist insbesondere die Störungsempfindlichkeit vieler Arten überhaupt nicht bekannt, womit zwar über die zu ermittelnden Störungsstunden ein Wert entstünde, dieser aber keine Rückschlüsse auf seine tatsächliche Wirkung zuließe.

⇒ **Die Indikatoren sind nicht geeignet.**

#### 9.2.5 Indikatorset Genetischen Vielfalt

##### Grundsätzliches

Die genetische Vielfalt ist neben der Artenvielfalt und der Vielfalt an Lebensräumen der dritte Bestandteil der biologischen Vielfalt. Sie umfasst die Vielfalt innerhalb der Arten und bezeichnet somit die genetische Variabilität zwischen Individuen und Populationen der gleichen Art.

Grundsätzlich weist diese Indikatorengruppe trotz seiner Nennung in zahlreichen Veröffentlichungen nur eine sehr geringe Eignung auf. Der Wissensstand zur genetischen Vielfalt der heimischen Tier- und Pflanzenarten ist nach wie vor noch sehr gering. Dazu kommt der sehr hohe Aufwand für die Datenerhebung, ohne jemals sicher zu sein, dass die relevanten Daten tatsächlich erhoben wurden oder ob die erhobenen Daten für die betreffende Art überhaupt relevant ist. Aus dem Indikator würde eine nur eng begrenzte Datenlage resultieren, was dem Anspruch eines möglichst allgemein anwendbaren Indikators nicht gerecht wird.

Zielerreichungswerte für derartige Indikatoren sind nicht formulierbar, womit der Sinn des Indikators insgesamt in Frage steht.

⇒ **Der Indikator ist nicht geeignet.**

### 9.2.6 Zusammenfassung

Auf Basis obiger Diskussionen und Ableitungen konnten aus den insgesamt 56 Indikatoren 10 Indikatoren ausgewählt werden, die als geeignet eingestuft werden und die im Rahmen einer Testphase erprobt werden sollten (vgl. Tab. 33).

Zusätzlich wurden noch 18 Indikatoren ausgewählt, die allerdings derzeit überwiegend durch mangelnde Ableitbarkeit der Zielerreichungswerte nur eingeschränkt geeignet sind (vgl. Tab. 33).

Tab. 33: Liste der ausgewählten Indikatoren. E = Eignungseinschätzung als Indikator, X = geeignet, (X) = eingeschränkt geeignet.

Indikator	Berechnung	E
<b>Indikatorset „Lebensräume“</b>		
<b>Teilbereich Lebensräume</b>		
Anzahl der Lebensräume Var. 2	Anzahl der Lebensräume der Abbaustätte / Fläche der Abbaustätte (ha)	X
Anzahl der Lebensräume Var. 3	Anzahl der Lebensräume der Abbaustätte pro Fläche (ha) / Anzahl der Lebensräume im Umfeld pro Fläche (ha)	(X)
<b>Teilbereich Folgenutzung</b>		
Folgenutzung Var. 4	Fläche der Abbaustätte mit Folgenutzung Naturschutz (ha) / Fläche der Abbaustätte (ha)	(X)
Folgenutzung Var. 6	Fläche der Abbaustätte mit Folgenutzung Naturschutz (ha) / Fläche der Abbaustätte mit Folgenutzung Kulturlandschaft (ha)	(X)
Folgenutzung Var. 7	Fläche der Abbaustätte mit Folgenutzung Naturschutz (ha) / Fläche Abbaustätte (ha) - Fläche der Abbaustätte mit Folgenutzung Kulturlandschaft (ha) / Fläche der Abbaustätte (ha)	X
<b>Teilbereich Wanderbiotope</b>		
Anzahl der Wanderbiotope Var. 2	Anzahl der Wanderbiotope in der Abbaustätte / Fläche der Abbaustätte (ha)	(X)
Flächenanteil der Wanderbiotope Var. 1	Fläche der Wanderbiotope der Abbaustätte (ha) / Fläche der Abbaustätte (ha)	X
<b>Teilbereich gefährdete Biotoptypen</b>		
Anzahl gefährdeter Biotoptypen Var. 2	Anzahl gefährdeter Biotoptypen der Abbaustätte / Fläche Abbaustätte (ha)	(X)
Anzahl gefährdeter Biotoptypen Var. 3	Anzahl gefährdeter Biotoptypen der Abbaustätte / Anzahl gefährdeter Biotoptypen im Umfeld	(X)
Flächenanteil gefährdeter Biotoptypen Var. 3	Fläche gefährdeter Biotoptypen der Abbaustätte (ha) / Fläche der Abbaustätte (ha)	(X)

Indikator	Berechnung	E
Flächenanteil gefährdeter Biotoptypen Var. 4	Fläche gefährdeter Biotoptypen der Abbaustätte (ha) / Fläche gefährdeter Biotoptypen im Umfeld (ha)	(X)
<b>Teilbereich Strukturvielfalt und abiotische Faktoren</b>		
Strukturvielfalt Var. 1	Randlinienlänge der Lebensräume/Wanderbiotopen (m) / Fläche der Abbaustätte (ha)	(X)
Strukturvielfalt Var. 2	Randlinienlänge der gefährdeten Biotoptypen (m) / Fläche der Abbaustätte (ha)	(X)
Strukturvielfalt Var. 3	Randlinienlänge der Lebensräume/Wanderbiotope der Abbaustätte (m) / Randlinienlänge der Biotoptypen im Umfeld (m)	(X)
<b>Indikatorset „Artenvielfalt“</b>		
<i>Teilbereich Artenzahlen</i>		
Artenzahl Var. 2	Artenzahl der Pflanzenarten der Abbaustätte / Fläche der Abbaustätte (ha)	X
Artenzahl Var. 3	Artenzahl der Pflanzenarten der Abbaustätte / Artenzahl der Pflanzenarten im Umfeld	X
Artenzahl Var. 4	Artenzahl ausgewählter Tiergruppen der Abbaustätte / Fläche der Abbaustätte (ha)	X
Artenzahl Var. 5	Artenzahl ausgewählter Tiergruppen der Abbaustätte / Artenzahl ausgewählter Tiergruppen im Umfeld	X
<b>Teilbereich Populationsgröße</b>		
Populationsgröße ausgewählter Arten Var. 3	Individuenzahl ausgewählter Arten der Abbaustätte (Abundanzklassen) / Fläche der Abbaustätte (ha)	(X)
Populationsgröße ausgewählter Arten Var. 4	Individuenzahl ausgewählter Arten der Abbaustätte (Abundanzklassen) / Individuenzahl ausgewählter Arten im Umfeld	(X)
Populationsgröße ausgewählter Arten Var. 5	Brutpaare ausgewählter Vogelarten der Abbaustätte / Fläche der Abbaustätte (ha)	(X)
Populationsgröße ausgewählter Arten Var. 6	Brutpaare ausgewählter Vogelarten der Abbaustätte / Brutpaare ausgewählter Vogelarten im Umfeld	(X)
<b>Teilbereich wertgebende Arten</b>		
Anteil gefährdeter Arten Var. 3	Anteil gefährdeter Arten der Abbaustätte / Fläche der Abbaustätte (ha)	(X)
Anzahl gefährdeter Arten Var. 4	Anzahl gefährdeter Arten der Abbaustätte / Fläche der Abbaustätte (ha)	(X)
Anteil gefährdeter Arten Var. 5	Anteil gefährdeter Arten der Abbaustätte / Anteil gefährdeter Arten im Umfeld	X
Anzahl gefährdeter Arten Var. 6	Anzahl gefährdeter Arten der Abbaustätte / Anzahl gefährdeter Arten im Umfeld	(X)
Anzahl gefährdeter Arten Var. 7	Anzahl der Arten an einer vorgegebenen taxozönosenbezogenen Artenliste / Gesamtartenzahl einer vorgegebenen taxozönosenbezogenen Artenliste	X
Arten der Species Action Plans	Vorkommen und/oder Individuenzahl der Arten der Species Action Plans	X

## 9.3 Detaildarstellung ausgewählter Indikatoren

### 9.3.1 Indikatorenset Lebensräume

#### 9.3.1.1 Indikatoren Teilbereich Lebensräume

##### 9.3.1.1.1 Indikator „Anzahl der Lebensräume Var. 2“

###### Bezeichnung

- „Lebensraumanzahl pro Abbaustättenfläche“

###### Berechnung

Der Quotient aus der Anzahl der Lebensräume in der Abbaustätte im Verhältnis zur Fläche der Abbaustätte bildet den Indikator. Analog kann der Wert für das Umfeld ermittelt werden.

$$IW = \left( \frac{\text{Anzahl der Lebensräume}}{\text{Fläche der Abbaustätte [ha]}} \right)$$

- Der Indikator ergibt die Einheit [Anzahl der Lebensräume] / [ha] und steht damit in direkter Abhängigkeit von der Fläche des Bezugsraumes.
- Rundung auf zwei Nachkommastellen.

###### Ziel

Das Ziel des Indikators ist die Erhöhung der Strukturvielfalt in der Abbaustätte durch gezielte Anlage möglichst verschiedenartiger Strukturen.

###### Monitoring

- Erfassung der gesamten Abbaustätte.

###### Zielerreichungswert

Ausgehend von der Diskussion und Ableitung im Abschnitt 9.2.3.1 werden auf Basis der Trendlinie und Klassenbildungen in Abb. 48 folgende Zielerreichungswerte angegeben, die aber durch Feldversuche und Testreihen verifiziert werden müssen. Der Zielerreichungswert wird gebildet auf Basis des Schnittpunkts „Mittelwert der Größenklassen“ mit der aus allen Daten errechneten Trendlinie, gerundet auf eine Nachkommastelle.

- > 75 ha > 0,5
- > 50 - = 75 ha > 0,8
- > 25 - = 50 ha > 1,1
- > 15 - = 25 ha > 1,8
- > 10 - = 15 ha > 2,7
- > 5 - = 10 ha > 4,0
- = 5 ha > 10,0

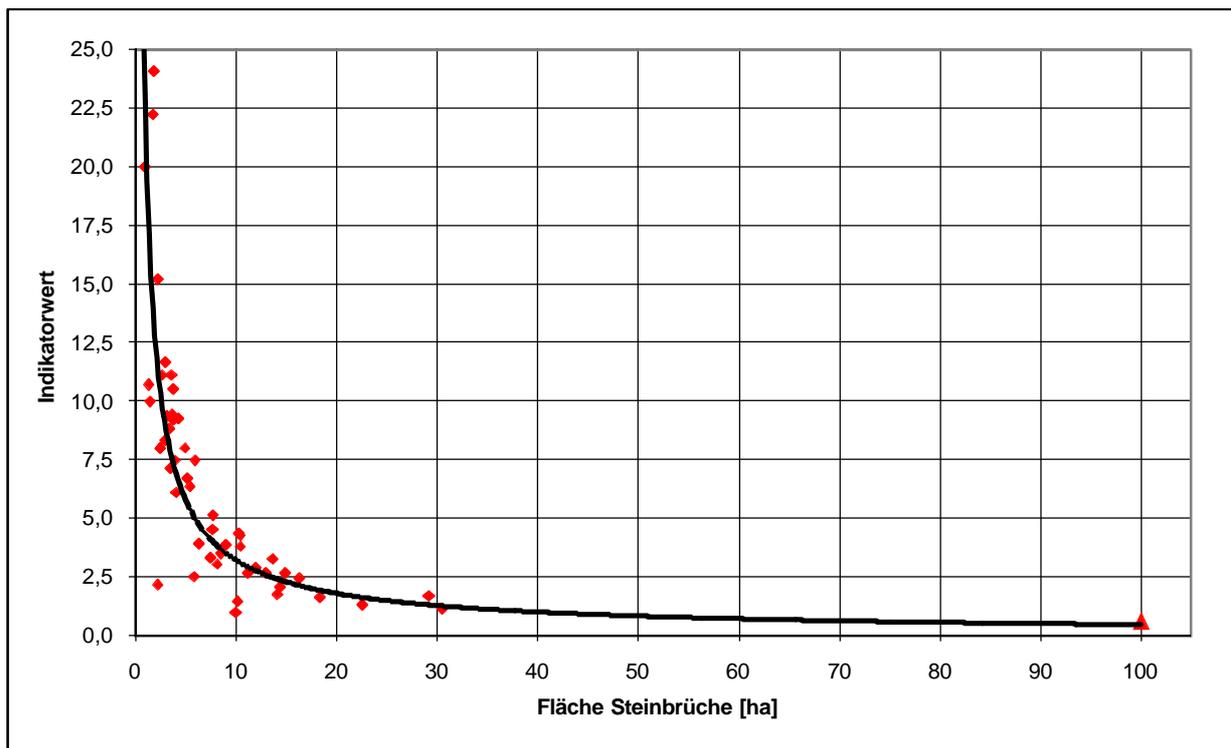


Abb. 48: Indikatorwert Zahl der Lebensräume Var. 2 auf Basis der Daten von GILCHER & TRÄNKLE (2005) für 40 aufgelassene und 11 betriebene Steinbrüche zzgl. der Abbaustätte Vohenbronnen (als Dreieck dargestellt). Die Zahl der Lebensräume der Steinbrüche wurde um den Faktor 1:5 skaliert. Darstellung mit potenzieller Trendlinie. Ein Extremwert wird nicht dargestellt.

### Skalierung

- Die Skalierung erfolgt über die Größenklassen der Abbaustätten.

### Indikatorwertermittlung

Auf Basis der Kartierung 1993: 44/81,11 =

**0,54 / ha**

Auf Basis der Kartierung 2006: 54/100,90 =

**0,54 / ha**

⇒ Der Indikatorwert ist erreicht und hat sich gegenüber 1993 nicht verändert.

### 9.3.1.1.2 Indikator „Anzahl der Lebensräume Var. 3“

#### Bezeichnung

- „Lebensraumanzahl Abbaustätte zu Umfeld“

#### Berechnung

Der Quotient aus der Anzahl der Lebensräume in der Abbaustätte im Verhältnis zur Anzahl der Lebensräume im Umfeld.

$$IW = \left( \frac{(\text{Anzahl der Lebensräume Abbaustätte} / \text{Fläche der Abbaustätte [ha]})}{(\text{Anzahl der Lebensräume Umfeld} / \text{Fläche des Umfeldes [ha]})} \right)$$

- Der Indikator ergibt einen dimensionslosen Wert.
- Rundung auf zwei Nachkommastellen.

#### Monitoring

- Erfassung der gesamten Abbaustätte.

#### Zielerreichungswert

- Derzeit nicht ableitbar.

#### Skalierung

- Die Skalierung erfolgt durch den Umfeldbezug.

#### Indikatorwertermittlung

Auf Basis der Kartierung 1993: (44:81,11 ha) / (69:319,51 ha) =

2,51

Auf Basis der Kartierung 2006: (54:100,90) / (70:324,47) =

2,47

⇒ Der Indikatorwert hat sich bei größerer Abbaustätte geringfügig verschlechtert.

### 9.3.1.2 Indikatoren Teilbereich Folgenutzung

#### 9.3.1.2.1 Indikator „Folgenutzung Var. 4“

##### Bezeichnung

- „Ökologische Folgenutzung“

##### Berechnung

Der Quotient aus der Fläche der Folgenutzung Naturschutz zu Fläche der Abbaustätte.

$$IW = \left( \frac{\text{Fläche mit Folgenutzung Naturschutz [ha]}}{\text{Fläche der Abbaustätte [ha]}} \right)$$

- Der Indikator ergibt einen dimensionslosen Wert.
- Rundung auf zwei Nachkommastellen.

##### Monitoring

- Erfassung der abschließend rekultivierten und renaturierten Flächen.

##### Zielerreichungswert

- Zielerreichungswert > 0,15
- Wird die Abbaustätte aufgelassen und abschließend renaturiert/rekultiviert kann der Indikator nicht mehr angewendet werden.
- Lässt die Abbaugenehmigung keine weitere Erhöhung des Indikators zu, kann er nicht angewendet werden.

##### Skalierung

- Eine Skalierung ist nicht notwendig.

##### Indikatorwertermittlung

Auf Basis der Kartierung 1993: 1,8 : 81,11 ha = **0,02**

Auf Basis der Kartierung 2006: 3,85 / 100,90 = **0,04**

⇒ Der Zielwert ist nicht erreicht, der Indikatorwert hat sich aber bei größerer Abbaustätte verbessert. Der genehmigte Rekultivierungsplan steht der Umsetzung des Indikators derzeit im Wege.

### 9.3.1.2.2 Indikator „Folgenutzung Var. 6“

#### Bezeichnung

- „Quotient aus Naturschutz zu Kulturnutzung“

#### Berechnung

Der Quotient aus der Fläche der Folgenutzung Naturschutz zur Fläche der Folgenutzung Kulturnutzung.

$$IW = \left( \frac{\text{Fläche mit Folgenutzung Naturschutz [ha]}}{\text{Fläche mit Folgenutzung Kulturnutzung [ha]}} \right)$$

- Der Indikator ergibt einen dimensionslosen Wert.
- Rundung auf zwei Nachkommastellen.

#### Monitoring

- Erfassung der abschließend rekultivierten und renaturierten Flächen.

#### Zielerreichungswert

- Zielerreichungswert > 1
- Wird die Abbaustätte aufgelassen und abschließend renaturiert/rekultiviert ist der Indikator nicht mehr angewendet.
- Lässt die Abbaugenehmigung keine weitere Erhöhung des Indikators zu, kann er nicht angewendet werden.

#### Skalierung

- Eine Skalierung ist nicht notwendig.

#### Indikatorwertermittlung

Auf Basis der Kartierung 1993: 2,14 : 17,50 ha = **0,12**

Auf Basis der Kartierung 2006: 3,85 / 24,56 = **0,16**

⇒ Der Zielwert ist nicht erreicht, der Indikatorwert hat sich bei größerer Folgenutzungsfläche aber verbessert.

### 9.3.1.2.3 Indikator „Folgenutzung Var. 7“

#### Bezeichnung

- „Folgenutzung Naturschutz zu Kulturnutzung“

#### Berechnung

Die Berechnung erfolgt durch Subtraktion des Quotienten Fläche der Folgenutzung Naturschutz zur Fläche der Abbaustätte abzgl. des Quotienten Fläche der Folgenutzung Kulturnutzung zur Fläche der Abbaustätte.

$$IW = \left( \frac{\text{Folgenutzung Naturschutz [ha]}}{\text{Gesamte Abbaustätte [ha]}} \right) - \left( \frac{\text{Folgenutzung Kulturnutzung [ha]}}{\text{Gesamte Abbaustätte [ha]}} \right)$$

- Der Indikator ergibt einen dimensionslosen Wert.
- Rundung auf zwei Nachkommastellen.

#### Monitoring

- Erfassung der abschließend rekultivierten und renaturierten Flächen.

#### Zielerreichungswert

- Zielerreichungswert > 0
- Wird die Abbaustätte aufgelassen und abschließend renaturiert/rekultiviert ist der Indikator nicht mehr angewendet.
- Lässt die Abbaugenehmigung keine weitere Erhöhung des Indikators zu, kann er nicht angewendet werden.

#### Skalierung

- Eine Skalierung ist nicht notwendig.

#### Indikatorwertermittlung

Auf Basis der Kartierung 1993: (2,14 ha : 81,11 ha) : (17,50 ha : 81,11 ha) = - 0,19

Auf Basis der Kartierung 2006: (3,85 ha : 100,90 ha) : (24,56 ha : 100,90 ha) = - 0,21

⇒ Der Zielwert ist nicht erreicht, der Indikatorwert hat sich bei größerer Abbaustätte verschlechtert. Der genehmigte Rekultivierungsplan steht der Umsetzung des Indikators derzeit im Wege.

### 9.3.1.3 Indikatoren Teilbereich Wanderbiotope

#### 9.3.1.3.1 Indikator „Anzahl der Wanderbiotopen Var. 2“

##### Bezeichnung

- „Anzahl der Wanderbiotope der Abbaustätte“

##### Berechnung

Der Quotient aus der Anzahl der Wanderbiotope im Verhältnis zur Fläche der Abbaustätte bildet den Indikator.

$$IW = \left( \frac{\text{Anzahl der Wanderbiotope [ha]}}{\text{Fläche der Abbaustätte [ha]}} \right)$$

- Der Indikator ergibt einen dimensionslosen Wert.
- Rundung auf zwei Nachkommastellen.

##### Monitoring

- Erfassung der gesamten Abbaustätte.

##### Zielerreichungswert

Auf Basis der Diskussion und Ableitung im Abschnitt 9.2.3.1 werden auf Basis der Trendlinie und Klassenbildungen in Abb. 48 die folgende Zielerreichungswerte abgeleitet. Die Werte werden um 25 % korrigiert, da die Fläche der Wanderbiotope immer kleiner ist als die gesamte Abbaustätte, die auf Basis der hier verwendeten Definition insgesamt als Lebensraum einzustufen ist. Die Zielerreichungswerte müssen aber verifiziert werden.

- |                |        |
|----------------|--------|
| • > 75 ha      | > 0,4  |
| • > 50 - 75 ha | > 0,65 |
| • > 25 - 50 ha | > 1,1  |
| • > 15 - 25 ha | > 0,9  |
| • > 10 - 15 ha | > 2,2  |
| • = 5 – 10 ha  | > 3,2  |
| • < 5 ha       | > 8,0  |

## Skalierung

- Die Skalierung erfolgt über die Größenklassen der Abbaustätten.

## Indikatorwertermittlung

Auf Basis der Kartierung 1993:  $31/81,11 =$

**0,38 / ha**

Auf Basis der Kartierung 2006:  $40/100,90 =$

**0,40 / ha**

⇒ Der Zielwert ist auf Basis der Kartierung 2006 erreicht.

### 9.3.1.3.2 Indikator „Flächenanteil der Wanderbiotope Var. 1“

#### Bezeichnung

- „Flächenanteil der Wanderbiotope“

#### Berechnung

Der Quotient aus der Fläche der Wanderbiotope im Verhältnis zur Fläche Abbaustätte.

$$IW = \left( \frac{\text{Fläche der Wanderbiotope [ha]}}{\text{Fläche der Abbaustätte [ha]}} \right)$$

- Der Indikator ergibt einen dimensionslosen Wert.
- Rundung auf zwei Nachkommastellen.

#### Monitoring

- Erfassung der gesamten Abbaustätte.

#### Skalierung

- Eine Skalierung ist nicht notwendig.

#### Zielerreichungswert

- Zielerreichungswert = 0,5

#### Indikatorwertermittlung (alle Wanderbiotope)

Auf Basis der Kartierung 1993:  $(40,70 \text{ ha} : 81,11 \text{ ha}) =$

**0,50**

Auf Basis der Kartierung 2006: (44,40 ha : 100,90 ha) = **0,44**

⇒ Der Zielwert ist erreicht, der Indikatorwert hat sich bei größerer Abbaustätte aber verschlechtert.

#### **9.3.1.4 Indikatoren Teilbereich Gefährdete Biotoptypen**

Keiner der Indikatoren wurde ausgewählt, da die Einstufung der Lebensräume in der Abbaustätte als Biotoptypen im Sinne der entsprechenden Roten Listen nur eingeschränkt möglich ist (vgl. Abschnitt 8.1).

#### **9.3.1.5 Indikatoren Teilbereich Strukturvielfalt und Abiotische Faktoren**

##### **9.3.1.5.1 Indikator „Strukturvielfalt Var. 3“**

###### **Bezeichnung**

- „Randlinienlängen Abbaustätte zu Umfeld“

###### **Berechnung**

Der Quotient aus der Summe der Randlinienlängen der Lebensräume oder Wanderbiotope der Abbaustätte zu der Summe der Randlinienlängen der Biotope des Umfelds.

$$IW = \left( \frac{\text{Summe der Randlinienlänge der Lebensräume Abbaustätte [m]}}{\text{Summe der Randlinienlänge der Lebensräume Umfeld [m]}} \right)$$

- Der Indikator ergibt einen dimensionslosen Wert.
- Rundung auf zwei Nachkommastellen.

###### **Monitoring**

- Erfassung der gesamten Abbaustätte und des Umfelds

###### **Zielerreichungswert**

Die Zielerreichungswerte müssen durch eine Testphase verifiziert werden.

- Reich strukturiertes Umfeld (Summe der Randlinienlängen > 175.000): = 0,45
- Mittel strukturiertes Umfeld (Summe der Randlinienlängen > 125.000): = 0,80
- Gering strukturiertes Umfeld (Summe der Randlinienlängen = 125.000): = 1,10

## Skalierung

- Die Skalierung erfolgt durch den Umfeldbezug.

### Indikatorwertermittlung (alle Wanderbiotope)

Auf Basis der Kartierung 1993: (106.970 m : 264.986 m) = 0,40

Auf Basis der Kartierung 2006: (141.149 m : 255.080 m) = 0,55

⇒ Der Zielwert ist erreicht; der Indikatorwert hat sich bei größerer Abbaustätte deutlich verbessert.

## 9.3.1.6 Indikatoren Teilbereich Artenvielfalt

### 9.3.1.6.1 Indikator „Artenzahl Var. 2“

#### Bezeichnung

- „Pflanzenartenzahlen der Abbaustätte pro Fläche“

#### Berechnung

Der Quotient aus der Anzahl der Pflanzenarten zur Fläche der Abbaustätte.

$$IW = \left( \frac{\text{Artenanzahl der Pflanzenarten Abbaustätte}}{\text{Fläche der Abbaustätte [ha]}} \right)$$

- Der Indikator ergibt einen Wert Pflanzenartenzahl pro Hektar.
- Rundung auf zwei Nachkommastellen.

#### Monitoring

- Erfassung der gesamten Abbaustätte.

#### Zielerreichungswert

Die Zielerreichungswerte müssen durch eine Testphase verifiziert werden.

- Y-Wert des Schnittpunktes der Senkrechten auf die x-Achse (Abbaustättenfläche) mit der Trendlinie in Abb. 49 plus 5 %.
- Bei einer Überschreitung des Y-Wertes von 15 % ist keine weitere Erhöhung notwendig.

## Skalierung

- Die Skalierung erfolgt durch die Trendlinie in Abb. 49.

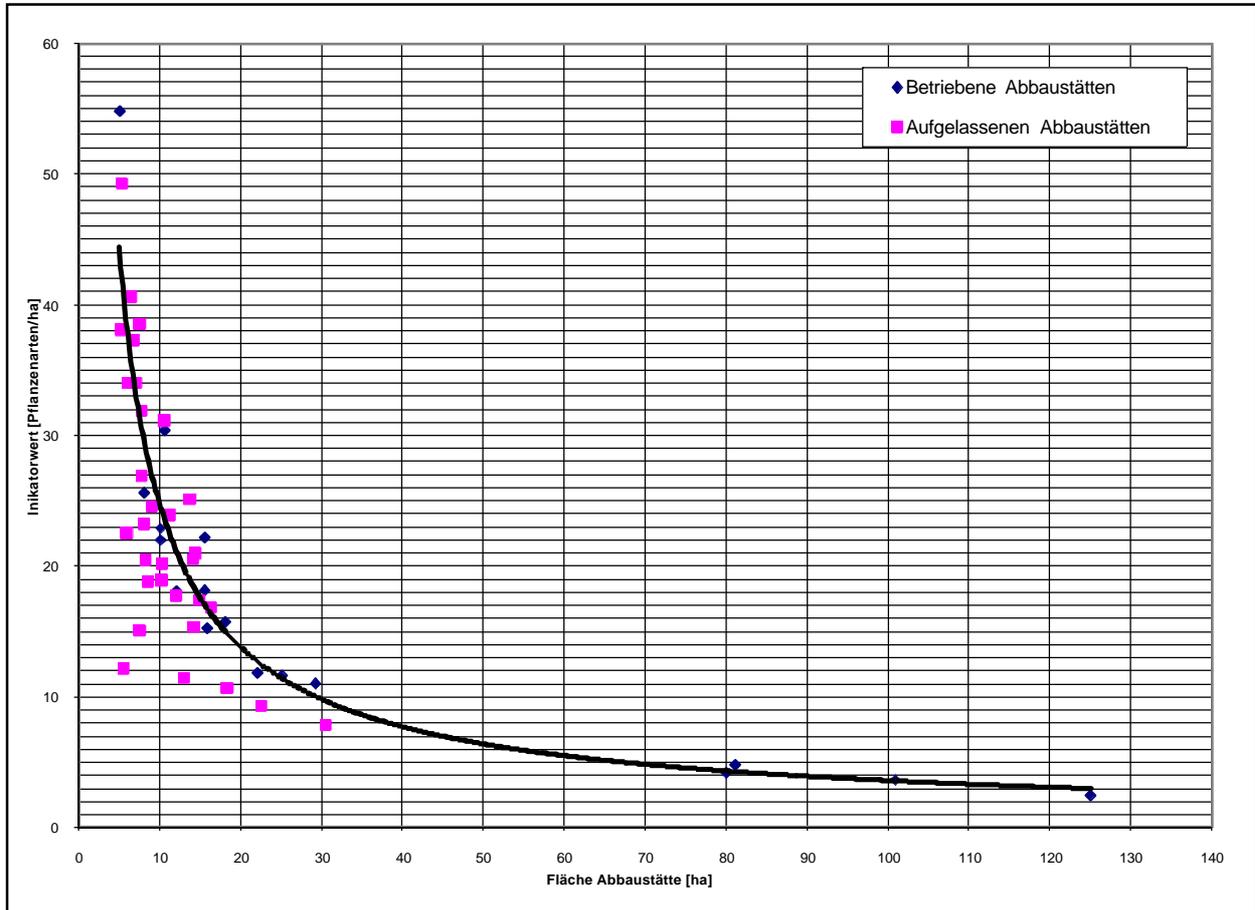


Abb. 49: Indikatorwerte „Pflanzenanzahlen der Abbaustätte pro Fläche“. Die Trendlinie ist für die betriebenen Steinbrüche dargestellt.

## Indikatorwertermittlung

Auf Basis der Kartierung 1993:  $(380 : 81,11) =$  **4,68/ha**

Auf Basis der Kartierung 2006:  $(368 : 100,90) =$  **3,65/ha**

⇒ Der Zielwert ist nicht erreicht und der Indikatorwert hat sich bei größerer Abbaustätte verschlechtert.

### 9.3.1.6.2 Indikator „Artenzahl Var. 3“

#### Bezeichnung

- „Pflanzenartenzahlen Abbaustätte zu Umfeld“

#### Berechnung

Der Quotient aus der Anzahl der Pflanzenarten zur Anzahl der Pflanzenarten des Umfelds.

$$IW = \left( \frac{\text{Anzahl der Pflanzenarten Abbaustätte}}{\text{Anzahl der Pflanzenarten Umfeld}} \right)$$

- Der Indikator ergibt einen dimensionslosen Wert.
- Rundung auf zwei Nachkommastellen.

#### Monitoring

- Erfassung der gesamten Abbaustätte und des Umfelds

#### Zielerreichungswert auf Basis des TK-Quadranten

Die Zielerreichungswerte müssen durch eine Testphase verifiziert werden.

- Artenreiches Umfeld (Artenzahlen > 325): = 0,65
- Artenarmes Umfeld (Artenzahlen = 325): = 0,75

#### Zielerreichungswert auf Basis des TK-Quadranten

Die Zielerreichungswerte müssen durch eine Testphase verifiziert werden.

- Artenreiches Umfeld (Artenzahlen TK-Quadrant > 625): = 0,30
- Mittel artenreiches Umfeld (Artenzahlen TK-Quadrant > 425-625): = 0,45
- Artenarmes Umfeld (Artenzahlen TK-Quadrant = 425): = 0,55

#### Skalierung

- Die Skalierung erfolgt durch den Umfeldbezug.

#### Indikatorwertermittlung

Auf Basis der Kartierung 1993: (380 : 433) =

**0,88**

Auf Basis der Kartierung 2006: (368 : 455) =

**0,81**

⇒ Der Zielwert ist erreicht, der Indikatorwert hat sich bei größerer Abbaustätte aber verschlechtert.

### 9.3.1.6.3 Indikator „Artenzahl Var. 4“

#### Bezeichnung

- „Artenanzahl ausgewählter Tierarten der Abbaustätte pro Fläche“

#### Berechnung

Der Quotient aus der Anzahl ausgewählter Tierarten zur Fläche der Abbaustätte.

$$IW = \left( \frac{\text{Artenanzahl ausgewählter Tierarten Abbaustätte}}{\text{Fläche der Abbaustätte [ha]}} \right)$$

- Der Indikator ergibt einen Wert Tierartenzahl pro Hektar.
- Rundung auf zwei Nachkommastellen.

#### Monitoring

- Erfassung der gesamten Abbaustätte.

#### Zielerreichungswert

Die Zielerreichungswerte müssen durch eine Testphase verifiziert werden.

Für die Berechnung sind die Brutvögel und die Nahrungsgäste heranzuziehen. Durchzügler bleiben unberücksichtigt.

- Zielerreichungswert = 0,50

#### Skalierung

- Die Skalierung erfolgt durch den Umfeldbezug.

#### Indikatorwertermittlung Vögel

Auf Basis der Kartierung 1993: Datenlage ungenügend

Auf Basis der Kartierung 2006: (56 : 100,90) =

**0,56/ha**

⇒ Der Zielwert ist erreicht.

#### 9.3.1.6.4 Indikator „Artenzahl Var. 5“

##### Bezeichnung

- „Artenanzahl ausgewählter Tierarten Abbaustätte zu Umfeld“

##### Berechnung

Der Quotient aus der Anzahl ausgewählter Tierarten zur Fläche der Abbaustätte.

$$IW = \left( \frac{\text{Artenanzahl ausgewählter Tierarten Abbaustätte}}{\text{Artenanzahl ausgewählter Tierarten Umfeld}} \right)$$

- Der Indikator ergibt einen dimensionslosen Wert.
- Rundung auf zwei Nachkommastellen.

##### Monitoring

- Erfassung der gesamten Abbaustätte und des Umfelds.

##### Zielerreichungswert

Die Zielerreichungswerte müssen durch eine Testphase verifiziert werden.

Für die Berechnung sind die Brutvögel und die Nahrungsgäste heranzuziehen. Durchzügler bleiben unberücksichtigt.

- Zielerreichungswert = 0,75

##### Skalierung

- Die Skalierung erfolgt durch den Umfeldbezug.

##### Indikatorwertermittlung

Auf Basis der Kartierung 1993: Datenlage ungenügend

Auf Basis der Kartierung 2006: (56 : 60) =

**0,93/ha**

⇒ Der Zielwert ist erreicht.

### 9.3.1.7 Indikatoren Teilbereich Populationsgröße

#### 9.3.1.7.1 Indikator „Populationsgröße ausgewählter Arten Var. 3“

##### Bezeichnung

- „Abundanzklassen ausgewählter Arten der Abbaustätte pro Fläche“

##### Berechnung

Der Quotient aus der Individuenzahl oder Abundanzklasse ausgewählter Tier- oder Pflanzenarten im Verhältnis zur Fläche der Abbaustätte.

$$IW = \left( \frac{\text{Abundanzklasse ausgewählter Arten der Abbaustätte}}{\text{Fläche der Abbaustätte [ha]}} \right)$$

- Der Indikator ergibt einen Wert Abundanzklasse pro Fläche.
- Rundung auf zwei Nachkommastellen.

##### Monitoring

- Erfassung der gesamten Abbaustätte.

##### Zielerreichungswert

- Selbstverantwortliche Festlegung im Rahmen der Action Plans mit dem Ziel Erhöhung der Abundanzklasse bis zur potenziellen maximalen Individuenzahl des gewählten Action Plan-Bereiches.

##### Skalierung

- Ob eine Skalierung notwendig ist, kann nicht entschieden werden.

##### Indikatorwertermittlung

Auf Basis der Kartierung 1993: Datenlage ungenügend

Auf Basis der Kartierung 2006: Datenlage ungenügend

#### 9.3.1.7.2 Indikator „Populationsgröße ausgewählter Arten Var. 5“

##### Bezeichnung

- „Brutpaare ausgewählter Vogelarten der Abbaustätte pro Fläche“

## Berechnung

Der Quotient aus der Populationsgröße ausgewählter Vogelarten im Verhältnis zur Fläche der Abbaustätte.

$$IW = \left( \frac{\text{Brutpaare ausgewählter Vogelarten der Abbaustätte}}{\text{Fläche der Abbaustätte [ha]}} \right)$$

- Der Indikator ergibt einen Wert Brutpaare Vogelart pro Fläche.
- Rundung auf drei Nachkommastellen.

## Monitoring

- Erfassung der gesamten Abbaustätte und des Umfelds.

## Zielerreichungswert

Die Zielerreichungswerte müssen durch eine Testphase verifiziert werden.

Für die Berechnung sind nur die Brutvögel heranzuziehen. Durchzügler bleiben unberücksichtigt. Es wird differenziert nach einem allgemeinen und spezifischen Zielerreichungswert, die beide gleichzeitig oder alternativ zu erreichen sind.

- Zielerreichungswert allgemein = 0,050
- Zielerreichungswert spezifisch = Indikatorwert plus 1 Brutpaar pro Indikatorwertermittlung.
- Zielerreichungswert spezifisch: Bei einer Erhöhung von 3 Brutpaaren im Laufe von drei Erhebungszyklen ist keine weitere Erhöhung notwendig.

## Skalierung

- Keine Skalierung notwendig.

## Indikatorwertermittlung Bsp.: Flussregenpfeifer

Auf Basis der Kartierung 1993: Datenlage ungenügend

Auf Basis der Kartierung 2006: (5 Brutpaare : 100,90 ha) =

**0,050 Brutpaare/ha**

⇒ Der Zielwert ist erreicht.

### 9.3.1.8 Indikatoren Teilbereich Wertgebende Arten

#### 9.3.1.8.1 Indikator „Anteil gefährdeter Arten Var. 3“

##### Bezeichnung

- „Anteil gefährdeter Arten der Abbaustätte pro Fläche“

##### Berechnung

Der Quotient aus der Individuenzahl gefährdeter Arten im Verhältnis zur Fläche der Abbaustätte.

$$IW = \left( \frac{\text{Anteil gefährdeter Arten der Abbaustätte}}{\text{Fläche der Abbaustätte [ha]}} \right)$$

- Der Indikator ergibt einen Wert Individuenzahl pro Fläche.
- Rundung auf zwei Nachkommastellen.

##### Monitoring

- Erfassung der gesamten Abbaustätte.

##### Zielerreichungswert

Die Zielerreichungswerte müssen durch eine Testphase verifiziert werden.

- Y-Wert des Schnittpunktes der Senkrechten auf die x-Achse (Abbaustättenfläche) mit der Trendlinie in Abb. 50 (Pflanzenarten) und Abb. 51 (Vogelarten) plus 5 %.
- Bei einer Überschreitung des Y-Wertes von 15 % ist keine weitere Erhöhung notwendig.

##### Skalierung

- Erfolgt über die Trendlinie in Abb. 49.

##### Indikatorwertermittlung Gefährdete Pflanzenarten

Auf Basis der Kartierung 1993: (3,16 : 81,11) = **0,04/ha**

Auf Basis der Kartierung 2006: (2,99 : 100,90) = **0,03/ha**

⇒ Der Zielwert ist nicht erreicht und der Indikatorwert hat sich bei größerer Abbaustätte verschlechtert.

### Indikatorwertermittlung Gefährdete Vogelarten

Auf Basis der Kartierung 1993: Datenlage ungenügend

Auf Basis der Kartierung 2006:  $(21,43 : 100,90) =$

**0,21/ha**

⇒ Der Indikatorwert ist erreicht.

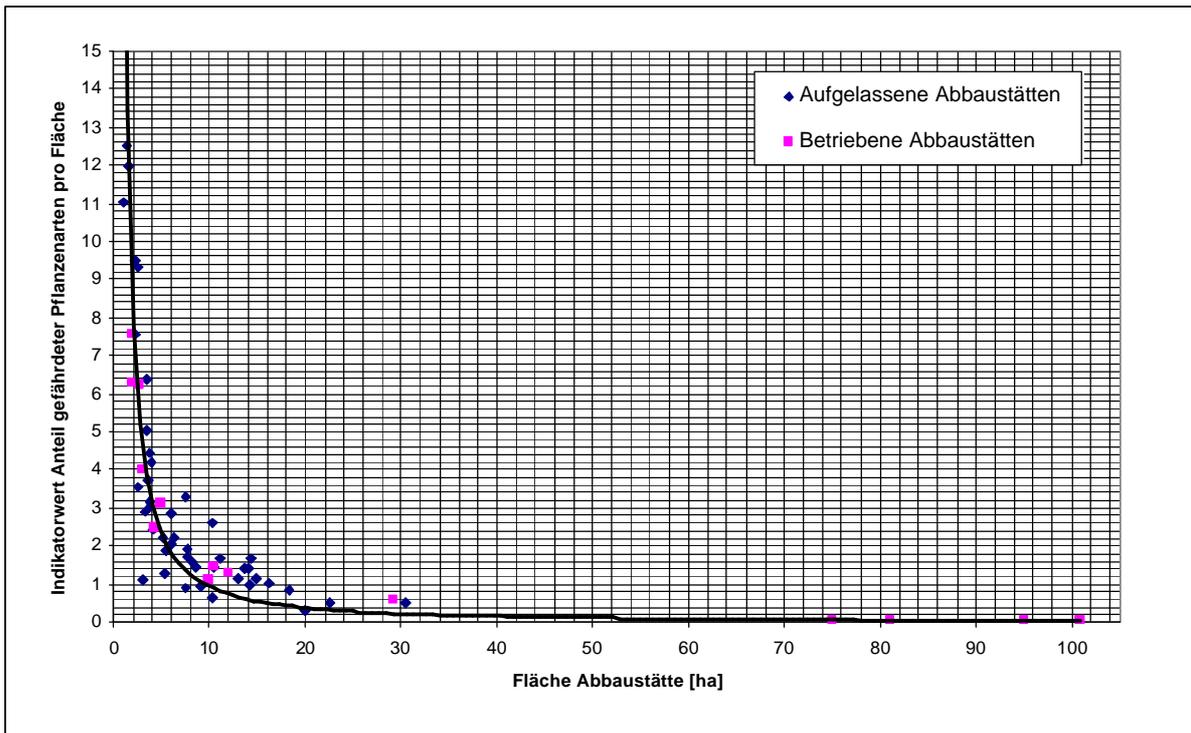


Abb. 50: Indikatorwert „Anteil gefährdeter Tier-/Pflanzenarten der Abbaustätte pro Fläche“ für die gefährdeten Pflanzenarten aufgetragen gegen die Fläche der Abbaustätten (n = 53). Die Trendlinie ist für die betriebenen Abbaustätten dargestellt.

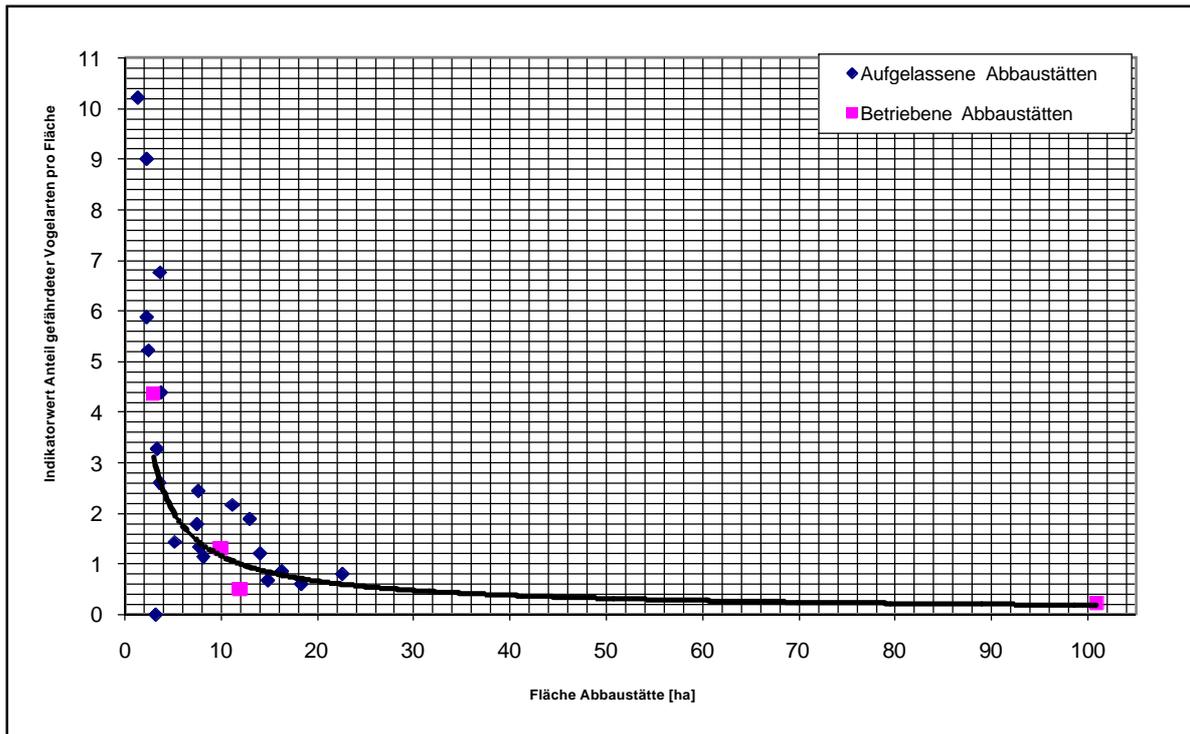


Abb. 51: Indikatorwert „Anteil gefährdeter Tier-/Pflanzenarten der Abbaustätte pro Fläche“ für die gefährdeten Vogelarten aufgetragen gegen die Fläche der Abbaustätten (n = 25. Die Trendlinie ist für die betriebenen Abbaustätten dargestellt.

### 9.3.1.8.2 Indikator „Anteil gefährdeter Arten Var. 5“

#### Bezeichnung

- „Anteil gefährdeter Arten Abbaustätte zu Umfeld“

#### Berechnung

Der Quotient aus dem Anteil gefährdeter Tier- oder Pflanzenarten der Abbaustätte im Verhältnis zum Anteil gefährdeter Tier- oder Pflanzenarten des Umfeldes.

$$IW = \left( \frac{\text{Anteil gefährdeter Arten der Abbaustätte}}{\text{Anteil gefährdeter Arten des Umfelds}} \right)$$

- Der Indikator ergibt einen dimensionslosen Wert.
- Rundung auf zwei Nachkommastellen.

#### Monitoring

- Erfassung der gesamten Abbaustätte und des Umfelds.

## Zielerreichungswert

Die Zielerreichungswerte müssen durch eine Testphase verifiziert werden.

- Umfeld mit Anteilen < 2,7 % gefährdeter Pflanzenarten: Zielerreichungswert = 0,45
- Umfeld mit Anteilen = 2,7 % gefährdeter Pflanzenarten: Zielerreichungswert = 1,25

## Skalierung

- Erfolgt durch den Umfeldbezug im Indikator.

## Indikatorwertermittlung Gefährdete Pflanzenarten

Auf Basis der Kartierung 1993: (3,09 : 6,47) = 0,48

Auf Basis der Kartierung 2006: (2,72 : 6,31) = 0,43

⇒ Der Zielwert ist nicht erreicht. Der Indikatorwert hat sich bei größerer Abbaustätte verschlechtert.

### 9.3.1.8.3 Indikator „Anzahl gefährdeter Arten Var. 7“

#### Bezeichnung

- Anteil an einer vorgegebenen taxozönosenbezogenen Artenliste

#### Berechnung

Der Quotient aus der Artenzahl der Arten einer vorgegebenen taxozönosenbezogenen Artenliste im Verhältnis zur Gesamtartenzahl einer vorgegebenen taxozönosenbezogenen Artenliste.

$$IW = \left( \frac{\text{Anzahl der Arten einer taxozönosenbezogener Artenliste Abbaustätte}}{\text{Gesamtanzahl einer taxozönosenbezogenen Artenliste Abbaustätte}} \right)$$

- Der Indikator ergibt einen dimensionslosen Wert.
- Rundung auf zwei Nachkommastellen.

#### Monitoring

- Erfassung der gesamten Abbaustätte oder ausgewählter Bereiche (z.B. Flächen der Action Plans).

### **Zielerreichungswert (Bezug zu den taxozönosenspezifisch vorgegebenen Artenlisten)**

- Zielerreichungswert Pflanzenarten = 0,60
- Zielerreichungswert Vogelarten = 0,50
- Zielerreichungswert Amphibien-/Reptilienarten = 0,60
- Zielerreichungswert Libellenarten = 0,30

### **Skalierung**

- Nicht notwendig.

### **Indikatorwertermittlung – Ziel-Pflanzenarten Kalk-Magerrasen (vgl. Tab. 34): Bezug zu den rekultivierten Zonen**

Auf Basis der Kartierung 1993: (14 : 22) = **0,64**

Auf Basis der Kartierung 2006: (14 : 22) = **0,64**

⇒ Der Zielwert ist erreicht.

### **Indikatorwertermittlung – Ziel-Tierarten Kalk-Magerrasen (vgl. Tab. 34): Bezug zu den rekultivierten Zonen**

Auf Basis der Kartierung 1993: Datenlage ungenügend

Auf Basis der Kartierung 2006: (5 : 8) = **0,63**

⇒ Der Zielwert ist erreicht.

### **Indikatorwertermittlung – Vogelarten (vgl. Tab. 36): Bezug gesamte Abbaustätte**

Auf Basis der Kartierung 1993: Datenlage ungenügend

Auf Basis der Kartierung 2006: (10 : 17) = **0,59**

⇒ Der Zielwert ist erreicht.

### **Indikatorwertermittlung – Amphibien-/Reptilienarten (vgl. Tab. 39): Bezug gesamte Abbaustätte**

Auf Basis der Kartierung 1993: Datenlage ungenügend

Auf Basis der Kartierung 2006: (11 : 16) = **0,69**

⇒ Der Zielwert ist erreicht.

Tab. 34: Indikatorarten für die Biotoptypen Kalk-Magerrasen und temporäre bis perennierende Kleingewässer/wechselfeuchte Pionier- und Ruderalfluren in Steinbrüchen für den Indikator „Anteil an einer vorgegebenen taxozönosenbezogenen Artenliste“.

### Kalk-Magerrasen - Pflanzen

- *Ajuga genevensis* (Genfer Günsel)
- *Antennaria dioica* (Zweihäusiges Katzenpfötchen)
- *Bromus erectus* (Aufrechte Trespe)
- *Crepis alpestris* (Alpen-Pippau)
- *Dianthus carthusianorum* (Karthäuser-Nelke)
- *Galium verum* (Echtes Labkraut)
- *Gentiana ciliata* (Gefranster Enzian)
- *Gentiana germanica* (Deutscher Enzian)
- *Globularia punctata* (Gewöhnliche Kugelblume)
- *Gymnadenia* spp. (Händelwurz)
- *Hippocrepis comosa* (Hufeisenklee)
- *Linum tenuifolium* (Zarter Lein)
- *Orchis militaris* (Helm-Knabenkraut)
- *Poa pratensis* subsp. *angustifolia* (Schmalblättriges Wiesen-Rispengras)
- *Potentilla heptaphylla* (Rötliches Fingerkraut)
- *Potentilla tabernaemontani* (Frühlings-Fingerkraut)
- *Pulsatilla vulgaris* (Küchenschelle)
- *Ranunculus bulbosus* (Knolliger Hahnenfuß)
- *Rosa micrantha* (Kleinblütige Rose)
- *Teucrium montanum* (Berg-Gamander)
- *Thymus pulegioides* (Arznei-Thymian)
- *Veronica austriaca* (Österreichischer Ehrenpreis)

### Kalk-Magerrasen - Tiere

- *Lanius collurio* (Neuntöter)
- *Sylvia communis* (Dorngrasmücke)
- *Coronella austriaca* (Schlingnatter)
- *Lacerta agilis* (Zauneidechse)
- *Cupido minimus* (Zwerg-Bläuling)
- *Colias* spp. (Gelblinge)
- *Papilio machaon* (Schwalbenschwanz)

### Kleingewässer / Pionier- und Ruderalfluren – Pflanzen (Steinbrüche)

- *Carex flava* agg. (Gelbe Segge)
- *Centaureum pulchellum* (Kleines Tausendgüldenkraut)
- Characeen (Armelechteralgen)
- *Eleocharis* spp. (Gewöhnliche Sumpfbirse)
- *Juncus articulatus* (Gliederbinse)
- *Molinia arundinacea* (Pfeifengras)
- *Phragmites australis* (Schilf)
- *Potamogeton* spp. (Laichkraut)
- *Salix* spp. (Weide)
  
- *Sparganium erectum* (Aufrechter Igelkolben)
- *Typha latifolia* (Breitblättriger Rohrkolben)

### Kleingewässer/ Pionier- und Ruderalfluren - Tiere

- *Charadrius dubius* (Flussregenpfeifer)
- *Acrocephalus palustris* (Sumpfrohrsänger)
- *Bombina variegata* (Gelbbauchunke)
- *Bufo calamita* (Kreuzkröte)
- *Triturus cristatus* (Kammolch)
- *Ischnura pumilio* (Kleine Pechlibelle)
- *Orthetrum brunneum* (Südlicher Blaupfeil)

- *Zygana carniolica* (Esparsetten-Widderchen)
- *Sympetrum flaveolum* (Gefleckte Heidelibelle)

Tab. 35: Indikatorarten für die Biotoptypen perennierende Kleingewässer/wechselfeuchte Pionier- und Ruderalfluren in Nassabgrabung für den Indikator „Anteil an einer vorgegebenen taxozöosenbezogenen Artenliste“.

- *Alisma plantago-aquatica* (Gewöhnlicher Froschlöffel)
- *Bolboschoenus maritimus* (Meerbinse)
- *Callitriche* spp. (Wasserstern)
- *Carex acutiformis* (Sumpf-Segge)
- *Carex elata* (Steife Segge)
- *Carex flava* agg. (Gelbe Segge)
- *Carex pseudocyperus* (Schein-Zypergras-Segge)
- *Centaurium erythraea* (Echtes Tausendgüldenkraut)
- *Centaurium pulchellum* (Kleines Tausendgüldenkraut)
- *Cyperus fuscus* (Braunes Zyperngras)
- *Elodea* spp. (Wasserpest)
- *Hippuris vulgaris* (Tannenwedel)
- *Hydrocharis morsus-ranae* (Froschbiß)
- *Juncus acutiflorus* (Spitzblütige Binse)
- *Juncus alpinoarticulatus* (Alpen-Binse)
- *Juncus articulatus* (Glanzfrüchtige Binse)
- *Juncus conglomeratus* (Knäuel-Binse)
- *Juncus effusus* (Flatter-Binse)
- *Juncus inflexus* (Graugrüne Binse)
- *Lemna* spp. (Wasserlinse)
- *Myriophyllum spicatum* (Ährige Tausendblatt)
- *Myriophyllum verticillatum* (Quirlblütige Tausendblatt)
- *Najas* spp. (Nixkraut)
- *Nasturtium officinale* (Echte Brunnenkresse)
- *Nuphar lutea* (Gelbe teichrose)
- *Nymphaea alba* (Weiße Seerose)
- *Ranunculus circinatus* (Spreizender Hahnenfuss)
- *Rorippa amphibia* (Wasserkresse)
- *Sagittaria saggitifolia* (Gewöhnliches Pfeilkraut)
- *Salix* spp. (Weide)
- *Scheonoplectus tabernaemontani* (Graue Seebinse)
- *Schoenoplectus lacustris* (Seebinse)
- *Schoenoplectus triqueter* (Dreikantige Teichbinse)
- *Sparganium erectum* (Aufrechter Igelkolben)
- *Typha angustifolia* (Schmalblättriger Rohrkolben)
- *Typha latifolia* (Breitblättriger Rohrkolben)
- *Utricularia* spp. (Wasserschlauch)
- *Veronica beccabunga* (Bachbunge)

Tab. 36: Liste der Indikator-Vogelarten (Brutvögel) der betriebenen Abbaustätte für den Indikator „Anteil an einer vorgegebenen taxozöosenbezogenen Artenliste“.

- *Actitis hypoleucos* (Flussuferläufer)
- *Alauda arvensis* (Feldlerche)
- *Anthus pratensis* (Wiesenpieper)
- *Anthus trivialis* (Baumpieper)
- *Falco peregrinus* (Wanderfalke)
- *Falco tinnuculus* (Turmfalke)
- *Lullula arborea* (Heidelerche)
- *Motacilla alba* (Bachstelze)

- *Bubo bubo* (Uhu)
- *Charadrius dubius* (Flussregenpfeifer)
- *Corvus corax* (Kolkrabe)
- *Corvus monedula* (Dohle)
- *Emberiza citrinella* (Goldammer)
- *Motacilla flava* (Schafstelze)
- *Oenanthe oenanthe* (Steinschmätzer)
- *Phoenicurus ochruros* (Hausrotschwanz)
- *Phoenicurus phoenicurus* (Gartenrotschwanz)

Tab. 37: Liste der Indikator-Vogelarten (Brutvögel) der älteren Rekultivierungen (Feldgehölz, Streuobstwiese, Wiese, Wald) für den Indikator „Anteil an einer vorgegebenen taxozönosenbezogenen Artenliste“.

- *Asio otus* (Waldohreule)
- *Buteo buteo* (Mäusebussard)
- *Columba palumbus* (Ringeltaube)
- *Corvus corax* (Kolkrabe)
- *Corvus corone* (Rabenkrähe)
- *Corvus monedula* (Dohle)
- *Dendrocopos major* (Buntspecht)
- *Emberiza cia* (Zippammer)
- *Emberiza citrinella* (Goldammer)
- *Erithacus rubecula* (Rotkehlchen)
- *Falco peregrinus* (Wanderfalke)
- *Gallinula chloropus* (Teichhuhn)
- *Lanius collurio* (Neuntöter)
- *Locustella naevia* (Feldschwirl)
- *Milvus milvus* (Rotmilan)
- *Motacilla alba* (Bachstelze)
- *Parus ater* (Tannenmeise)
- *Parus caeruleus* (Blaumeise)
- *Parus cristatus* (Haubenmeise)
- *Parus major* (Kohlmeise)
- *Parus montanus* (Weidenmeise)
- *Parus palustris* (Sumpfmehse)
- *Passer domesticus* (Haussperling)
- *Phylloscopus collybita* (Zilpzalp)
- *Phylloscopus trochilus* (Fitis)
- *Picus viridis* (Grünspecht)
- *Saxicola rubetra* (Braunkehlchen)
- *Saxicola torquata* (Schwarzkehlchen)
- *Sitta europaea* (Kleiber)
- *Streptopelia turtur* (Turteltaube)
- *Strix aluco* (Waldkauz)
- *Sylvia atricapilla* (Mönchsgrasmücke)
- *Sylvia borin* (Gartengrasmücke)
- *Sylvia communis* (Dorngrasmücke)
- *Sylvia curruca* (Klappergrasmücke)
- *Troglodytes troglodytes* (Zaunkönig)

Tab. 38: Liste der Indikator-Vogelarten (Brutvögel) für Nassabbaustätten für den Indikator „Anteil an einer vorgegebenen taxozönosenbezogenen Artenliste“.

1. *Acrocephalus arundinaceus* (Drosselrohrsänger)
2. *Emberiza schoeniclus* (Rohrhammer)
3. *Acrocephalus palustris* (Sumpfrohrsänger)
4. *Fulica atra* (Bläßhuhn)
5. *Acrocephalus scirpaceus* (Teichrohrsänger)
6. *Gallinula chloropus* (Teichhuhn)
7. *Alcedo attis* (Eisvogel)
8. *Merops apiaster* (Bienenfresser)
9. *Anas platyrhynchos* (Stockente)
10. *Podiceps cristatus* (Haubentaucher)
11. *Aythya ferina* (Tafelente)
12. *Riparia riparia* (Uferschwalbe)
13. *Aythya fuligula* (Reiherente)
14. *Sterna hirundo* (Flusseeeschwalbe)
15. *Charadrius dubius* (Flussregenpfeifer)
16. *Tachybaptus rufolavatus* (Zwergtaucher)
17. *Circus aeruginosus* (Rohrweihe) (Kiesgru-

ben)

Tab. 39: Liste der Indikator-Amphibien-/Reptilienarten der Abbaustätte für den Indikator „Anteil an einer vorgegebenen taxozönosenbezogenen Artenliste“.

18. <i>Alytes obstetricans</i> (Geburtshelferkröte)	19. <i>Natrix natrix</i> (Ringelnatter)
20. <i>Anguis fragilis</i> (Blindschleiche)	21. <i>Rana kl. esculenta</i> (Teichfrosch)
22. <i>Bombina variegata</i> (Gelbbauchunke)	23. <i>Rana lessonae</i> (Kleiner Wasserfrosch)
24. <i>Bufo bufo</i> (Erdkröte)	25. <i>Rana temporaria</i> (Grasfrosch)
26. <i>Bufo calamita</i> (Kreuzkröte)	27. <i>Triturus alpestris</i> (Bergmolch)
28. <i>Bufo viridis</i> (Wechselkröte)	29. <i>Triturus cristatus</i> (Kammolch)
30. <i>Coronilla coronata</i> (Schlingnatter)	31. <i>Triturus helveticus</i> (Fadenmolch)
32. <i>Lacerta agilis</i> (Zauneidechse)	33. <i>Triturus vulgaris</i> (Teichmolch)

Tab. 40: Liste der Indikator-Libellenarten der Abbaustätte für den Indikator „Anteil an einer vorgegebenen taxozönosenbezogenen Artenliste“.

- *Aeshna affinis* (Südliche Mosaikjungfer)
- *Aeshna cyanea* (Blaugrüne Mosaikjungfer)
- *Aeshna grandis* (Braune Mosaikjungfer)
- *Aeshna juncea* (Torf-Mosaikjungfer)
- *Aeshna mixta* (Herbst-Mosaikjungfer)
- *Anax imperator* (Große Königslibelle)
- *Anax parthenope* (Kleine Königslibelle)
- *Calopteryx splendens* (Gebänderte Prachtlibelle)
- *Cercion lindenii* (Pokaljungfer)
- *Coenagrion puella* (Hufeisen-Azurjungfer)
- *Coenagrion pulchellum* (Fledermaus-Azurjungfer)
- *Corduleia aenea* (Falkenlibelle)
- *Crocothemis erythraea* (Feuerlibelle)
- *Enallagma cyathigerum* (Gemeine Becherjungfer)
- *Epitheca bimaculata* (Zweifleck)
- *Gomphus pulchellus* (Westliche Keiljungfer)
- *Gomphus vulgatissimus* (Gemeine Keiljungfer)
- *Ischnura elegans* (Große Pechlibelle)
- *Ischnura pumilio* (Kleine Pechlibelle)
- *Lestes barbarus* (Südliche Binsenjungfer)
- *Lestes sponsa* (Gemeine Binsenjungfer)
- *Lestes virens* (Kleine Binsenjungfer)
- *Lestes viridis* (Weidenjungfer)
- *Leucorrhinia caudalis* (Zierliche Moosjungfer)
- *Libellula depressa* (Plattbauch)
- *Libellula fulva* (Spitzenfleck)
- *Libellula quadrimaculata* (Vierfleck)
- *Onychogomphus forcipatus* (Kleine Zangenlibelle)
- *Orthetrum brunneum* (Südlicher Blaupfeil)
- *Orthetrum cancellatum* (Großer Blaupfeil)
- *Orthetrum coerulescens* (Kleiner Blaupfeil)
- *Platycnemis pennipes* (Blaue Federlibelle)
- *Sympecma fusca* (Gemeine Winterlibelle)
- *Sympecma paedisca* (Sibirische Winterlibelle)
- *Sympetrum danae* (Schwarze Heidelibelle)
- *Sympetrum depressiusculum* (Sumpf-Heidelibelle)
- *Sympetrum fonscolombii* (Fühe Heidelibelle)
- *Sympetrum pedemontanum* (Gebänderte Heidelibelle)
- *Sympetrum sanguineum* (Blutrote Heidelibelle)
- *Sympetrum striolatum* (Große Heidelibelle)

- *Lestes dryas* (Glänzende Binsenjungfer)
- *Sympetrum vulgatum* (Gemeine Heidelibelle)

#### 9.3.1.8.4 Indikator „Arten der Species Action Plans“

##### Bezeichnung

- Arten der Species Action Plans

##### Berechnung

- Keine Gleichung Formel notwendig

##### Monitoring

- Erfassung der gesamten Abbaustätte oder ausgewählter Bereiche (z.B. Flächen der Species Action Plans).

##### Zielerreichungswert

- Bei bereits vorkommenden Arten mit i.d.R. mehreren Individuen (z.B. Amphibien, Libellen, Pflanzen, Reptilien, bestimmte Vogelarten, Schmetterlinge): Erhöhung der Abundanzklasse um eine Stufen.
- Bei neu anzusiedelnden Arten mit geringen Individuenzahlen (z.B. Uhu, Wanderfalke): 1 Brutpaar mit Aufzuchterfolg.
- Bei neu anzusiedelnden Arten mit großen Individuenzahlen (z.B. Gelber Lein): Stabile selbsterhaltende Population.

⇒ Können die Zielerreichungswerte in einem Zeitraum von 15 Jahren, also bei dreimaliger Überprüfung (5jähriges Monitoring angenommen), trotz augenscheinlich optimaler Habitatbedingungen nicht erreicht werden, sind die betreffenden Zielarten nicht mehr heranzuziehen. Entsprechend ist der Species Action Plan ebenfalls zu anzupassen.

##### Skalierung

- Nicht notwendig.

##### Indikatorwertermittlung

Derzeit nicht möglich, da die Species Action Plans noch nicht umgesetzt sind.

## 9.4 Handlungsvorgabe - Indikatorset nach Größe der Abbaustätte

Die Erarbeitung der Indikatoren erfordert im Rahmen des BDM (Biodiversity Monitoring) regelmäßige Erhebungen, die nicht für alle Abbaustättenbetreiber monetär ohne weiteres zu leisten sind. Auch ist die Erhebung aller vorgeschlagenen Artengruppen nicht in allen Abbaustätten sinnvoll, da die Flächen z.B. bei Naturwerksteinbrüchen, Tongruben, Gipsgruben etc. i.d.R. zu klein sind, um sinnvolle Daten zu liefern.

Da die Größe der Abbaustätte, neben den ökologischen Faktoren, zumindestens in Teilen direkt mit der wirtschaftlichen Leistungsfähigkeit eines Unternehmens gekoppelt ist, bietet sich die Größe der Abbaustätte als geeignetes Instrument zu Steuerung an, welche Artengruppen zu erheben sind. Im Folgenden wird eine Matrix (vgl. Tab. 41) dargestellt, wie der Erhebungsaufwand in Abhängigkeit der Größe der Abbaustätte standardisiert werden kann.

Tab. 41: Nach Größe der Abbaustätte abgestuftes Untersuchungsprogramm zur Ermittlung der Grundlagendaten. (X = Erhebung ist Standard, A = Abbaustätte, U = Umfeld, TK = Quadrant der Topographischen Karte 1:25.000)

Abbaustätte / Größe	Biotope	Flora	Vögel	Amphibien	Libellen	Tagfalter
Sehr große Abbaustätten (> 50 ha)	<b>X</b> (A/U)	<b>X</b> (A/U/TK)	<b>X</b> (A/U)	<b>X</b> (A/U)	<b>Optional</b> (A/U)	
Große Abbaustätten (> 25-50 ha)	<b>X</b> (A/U)	<b>X</b> (A/U/TK)	<b>X</b> (A/U)	<b>Optional</b> (A/U)	-	-
Mittlere Abbaustätten (=10-25 ha)	<b>X</b> (A/U)	<b>X</b> (A/U/TK)	<b>Optional</b> (A/U)	-	-	-
Kleine Abbaustätten (<10 ha)	<b>X</b> (A)	<b>X</b> (A, TK)	-	-	-	-

### Ergänzende Erläuterungen

- Für die kleinen Abbaustätten beschränkt sich die Erhebung auf Biotope und Flora. Das Umfeld kann vereinfacht über den Einbezug der Pflanzenartenzahl des jeweiligen Quadranten der Topographischen Karten 1:25.000 erfolgen.  
Damit die kleinen Abbaustätten mit den größeren Abbaustätten vergleichbar bleiben, ist der Bezug zum TK-Quadranten für alle Abbaustätten herzustellen.
- In Abhängigkeit der Größe der Abbaustätten wird vorgeschlagen, die Taxozönosen der Vögel, Amphibien, Libellen und Tagfalter je nach den spezifischen Bedingungen der Abbaustätte mit fachlicher Begründung optional auszuwählen.

### **Es gelten folgende weitere Prämissen:**

- Diese Matrix gilt zur grundsätzlichen Auswahl der zu untersuchenden Parameter.
- Dabei ist wichtig, dass fachlich begründete Ausnahmen von diesem Schema zugelassen werden können. So sind z.B. Schottersteinbrüche auf der Albhochfläche in der Regel arm an Gewässern bzw. diese fehlen ganz. Hier macht die Erhebung von Amphibien und die Berechnung entsprechender Indikatorwerte wenig Sinn. Derartige Abweichungen sind zu begründen.
- Weitere Artengruppen werden nur mit ausführlicher Begründung bei Hinweisen auf eine besondere Bedeutung in der Abbaustätte herangezogen. Für solche Indikatoren, die das Umfeld mit einbeziehen, muss das Umfeld ebenfalls erfasst werden.

## **10 Biodiversity Action Plans**

### **10.1 Einleitung**

Ein Biodiversity Action Plan (BAP) ist ein international anerkanntes Instrument zum Schutz, zur Förderung und Entwicklung von Arten und Lebensräumen. Die Grundlage bildet die „Convention on Biological Diversity“ (CBD).

Die CBD besteht aus 44 Artikeln und orientiert sich im Wesentlichen an den Grundsätzen der Rio-Erklärung über Umwelt und Entwicklung. Das Ziel ist die Entwicklung von nationalen Strategien zum Schutz und der nachhaltigen Nutzung der biologischen Diversität. Die Unterzeichnerstaaten sind aufgefordert Maßnahmenpläne (Action Plans) zu erstellen und umzusetzen.

Grundlage für die Biodiversity Action Plans ist die Erfassung und Auswahl bedrohter Arten und Lebensräume. Für jede Art und jeden Lebensraumtyp dieser Liste sind individuelle Aktionsprogramme zu erstellen.

Das Abkommen umfasst alle Ökosysteme, Arten und genetische Ressourcen und verbindet traditionelle Schutzbemühungen mit den ökonomischen Zielen der nachhaltigen Nutzung der biologischen Ressourcen. Die CBD gilt inzwischen als Grundsatzdokument für den Bereich der nachhaltigen Entwicklung.

Die Staaten der Europäischen Gemeinschaft sind der CBD in den Jahren 1993 und 1994 beigetreten, aber erst wenige haben BAPs erarbeitet.

Bisher wird in drei verschiedene Action Plans unterschieden:

- Biodiversity Species Action Plan
- Biodiversity Habitat Action Plan
- Local Biodiversity Action Plan

Das Grundgerüst eines Aktionsprogramms in der Regel wie folgt aus:

- Schutzstatus und Zustand
- Gefährdungsfaktoren
- Aktuelle Vorgehensweise und Maßnahmen
- Maßnahmen und Ziel des Action Plan
- Einbeziehung von Behörden und Institutionen
- Zielarten (bei Habitat Action Plans)
- Monitoring
- Kosten
- Zeitplan

## 10.2 Das 2010-Ziel

Auf der 6. Vertragsstaatenkonferenz beschlossen die Unterzeichner der CBD den Artenschwund auf globaler, nationaler und regionaler Ebene bis 2010 deutlich zu verringern. Bestätigt wurde dieses Ziel durch den Weltgipfel für Nachhaltige Entwicklung (WSSD) in Johannesburg 2002. Auf Ebene der CBD, der EU und auch in Deutschland sollen Indikatoren entwickelt werden, die verlässliche Aussagen über Trends beim Verlust von Arten, Ökosystemen und genetischer Vielfalt zulassen. Hauptproblem dabei ist, dass der Entwicklungsprozess und das Stoppen des Verlustes parallel ablaufen sollen. Die Staatschefs der EU haben auf dem europäischen Rat in Göteborg 2001 sich sogar das Ziel gesteckt, das Tempo, in dem sich die biologische Vielfalt reduziert, nicht nur zu verlangsamen, sondern auf eigenem Territorium ganz zu stoppen.

Um die Umsetzung der Konvention sowie die Erreichung des 2010-Zieles besser überprüfbar zu machen, wurden auf der Mitgliederkonferenz (COP 8) 22 global messbarer Indikatoren festgelegt. Für das vorliegende Vorhaben sind davon Folgende relevant:

- Flächenanteil ausgewählter Biome, Ökosysteme und Lebensräume
- Abundanz und Verteilung ausgewählter Arten
- Flächenanteil von Schutzgebieten
- Populationsentwicklung gefährdeter Arten
- Stickstoffeintrag
- Entwicklung invasiver gebietsfremder Arten
- Flächenanteil nachhaltig genutzter Gebiete (Wälder, Land- und Fischereiwirtschaft)

## 10.3 Arten und Biotopschutzprogramme

### 10.3.1 Biodiversity Action Plans in Großbritannien

Großbritannien gilt als einer der Vorreiter bei der Umsetzung der Vorgaben der CBD in Bezug auf die Action Plans. Die britische Regierung hat 1993 mehr als 300 einheimische Organisationen beteiligt. Diese diskutierten auf einem zweitägigen Seminar die Schlüsselpunkte der CBD. Das Ergebnis war 1994 die Publikation des „UK-Biodiversity Action Plan“ (UK BAP) zur Entwicklung nationaler Strategien zum Erhalt der biologischen Vielfalt und nachhaltigen Nutzung der biologischen Ressourcen. Ferner wurde 1994 die „UK Biodiversity Steering Group“ (Lenkungsausschuss) ins Leben gerufen, die den „UK Steering Group Report – meeting the Rio challenge“ herausgab. Dieser Bericht bildet die Grundlage für die BAP und schlägt unter anderem auch Kriterien für die Auswahl der Arten und Lebensräume vor. In mehreren Schritten sind bisher 391 Arten und 45 Habitats ausgewählt worden für die jeweils ein Action Plan erstellt wurde.

Ebenso wie es landesweit gültige Maßnahmen und Ziele gibt, wurden auch auf der lokalen Ebene Action Plans erarbeitet. Dafür stellte der Lenkungsausschuss in Zusammenarbeit mit der „Local Authority Association“ und dem „Local Government Board“ eine Reihe von Leitlinien zusammen. Inzwischen gibt es 162 „Local Biodiversity Action Plans (LBAP)“. Die ständige Weiterentwicklung des Programms bedingte auch einige Umstrukturierungen, vor allem der Gremien:

Inzwischen nimmt die „UK Biodiversity Partnership“ alle Aufgaben bezüglich der BAP wahr. Diese Arbeitsgruppe besteht aus einer Vielzahl von Personen (Regierung, Naturschutzverbände, Geldgeber, Industrie, Expertengruppen und anderen nichtstaatlichen Organisationen). Seit 2003 treffen sie sich jährlich auf einer Konferenz und werden von dem „UK Biodiversity Partnership Standing Committee“, einem ständigen Ausschuss, unterstützt. Den Vorsitz des Komitees hat der Direktor für Wildtiere, Landschaft und Hochwasserschutz des DEFRA (Department for Environment, Food and Rural Affairs) inne, weitere Sitze haben die Regionalvertreter der vier „Country Biodiversity Groups“ und Vertreter nichtstaatlicher Organisationen.

Die vier Regionalverbände sind:

- England Biodiversity Group
- Northern Ireland Biodiversity Group
- Scotland Biodiversity Committee
- Wales Biodiversity Partnership

Der ständige Ausschuss wird von zwei weiteren Beratergruppen unterstützt:

a) Biodiversity Research Advisory Group (BRAG):

Deren Ziel ist die Förderung und Unterstützung von Forschungsprojekten mit Bezug auf die Erfüllung der Ziele des UK BAP, der Umsetzung der CBD und den Anforderungen von Action Plans und übergreifenden Themen. Zudem ermöglicht die Gruppe die Zusammenarbeit und den Dialog mit europäischen und internationalen Forschungsinitiativen.

b) Biodiversity Reporting and Information Group (BRIG):

Diese Gruppe hält die Belange der Action Plans aufrecht. Dabei berücksichtigt sie die Entwicklung von Daten und Methoden sowie die Bedürfnisse der „Country Biodiversity Groups“. Die BRIG wird von vier weiteren Gremien unterstützt:

ba) Targets Group: Überprüft und überarbeitet die Ziele der HAPs und SAPs

bb) Surveillance Gap Group: Überwachung der anderen Gremien

bc) Reporting Working Group: Erstellt etwa alle 2 Jahre einen Bericht über die Umsetzung des UKBAP und ist verantwortlich für die Veröffentlichung aller Informationen

bd) Priority Species & Habitats Review Working Group: Überwacht im Besonderen die Veränderungen prioritär zu schützender Arten und Lebensräume

### 10.3.1.1 Biodiversity Species Action Plan

Die Arten wurden in verschiedenen Schritten ausgewählt:

Die so genannte „long list“ mit ca. 1250 Arten dient als Basis. Die Auswahl für diese Liste wurde nach folgenden Kriterien vorgenommen:

- Starke Abnahme (mehr als 25 %) der Art oder des Lebensraumes in den letzten 25 Jahren
- Bedrohte endemische oder weltweit bedrohte Art
- Schutz durch int. Abkommen (Bern, Bonn, CITES), Richtlinien (Natura 2000) oder Gesetze
- Taxa hat mehr als 25 % der weltweiten oder biographischen Population in Großbritannien
- Vorkommen in weniger als 15 zehn km<sup>2</sup> großen Flächen

Die „middle list“ umfasste ursprünglich etwas weniger als 300 Arten. Diese Liste ist in zwischen auf die bereits genannten 391 Taxa erhöht worden. Für alle ist ein Action Plan erstellt worden bzw. in Bearbeitung. Für diese Arten gelten strengere Kriterien:

- Weltweit bedrohte Art
- Dramatischer Rückgang (mehr als 50 %) während der letzten 25 Jahren

Es gab auch noch eine „short list“ in der die Arten zusammengefasst waren, für die schon ein Action Plan bestand.

### 10.3.1.2 Biodiversity Habitat Action Plan

In Großbritannien wurde die komplette Landesfläche in 37 übergeordnete allgemeine Lebensraumtypen eingeteilt, z.B. Siedlungsbereich, Sanddünen, stehende Gewässer, gepflanzte Nadelwälder, Grünland kalkhaltiger Standorte, usw. Für jeden dieser Lebensraumtypen wurden kurze Anweisungen erstellt, um über nationale und lokale Strategien und Maßnahmen zu informieren. Des Weiteren wurden Lebensräume und prioritäre Lebensräume nach Anhang 1 der EU-Richtlinie für Lebensräume (Natura 2000) bestimmt.

45 Ziellebensräumen wurden ausgewählt und für jeden dieser Lebensraumtypen ein individuelles Aktionsprogramm (Biodiversity Habitat Action Plan) erstellt.

Bei der Auswahl dieser Schlüssellebensräume gibt es folgende Hauptkriterien:

- Lebensräume für welche eine internationale Schutzverpflichtung besteht
- Seltene oder gefährdete Lebensräume, insbesondere Habitat mit erheblichen Flächenverlusten in den letzten 20 Jahren
- Gebiete mit wichtigen Zielarten

In den „Biodiversity Habitat Action Plans“ wurde zudem eine Auflistung der charakteristischen Spezies für den betreffenden Lebensraum und Indikatoren über die Biotopqualität ausgearbeitet. Es herrscht enge Verbundenheit zwischen Lebensräumen und Arten, manche Lebensräume haben ein sehr großes Artenspektrum und gelten daher als besonders schützenswert. Alle drei Jahre sollen die Aktionspläne neu überarbeitet werden.

### **10.3.1.3 Local Biodiversity Action Plan (LBAP)**

Im Rahmen der LBAP werden Partner vor Ort einbezogen um die lokale Situation besser einschätzen und berücksichtigen zu können. Ferner werden die Möglichkeiten ausgelotet inwieweit die ansässigen Akteure zur Umsetzung der Ziele und Maßnahmen der Action Plans beitragen können.

Bei der Erarbeitung von Local Biodiversity Action Plans fließen die national erarbeiteten Biodiversity Species & Habitat Action Plans ein.

### **10.3.2 Arten und Biotopschutzprogramme in Deutschland**

Staatliche, bundesweit greifende Artenschutzprogramme gibt es nicht. Länderübergreifende Projekte sind meist von NGOs initiiert, wie z. B. das aktuelle Wildkatzenprojekt des Bund für Umwelt und Naturschutz (BUND).

Auch die Pflege und Maßnahmenkonzepte für die in der EU gemeldeten Natura 2000-Gebiete (FFH- und Vogelschutzgebiete) werden nicht zentral organisiert, sondern liegen in der Verantwortung der Länder.

#### **10.3.2.1 Baden-Württemberg**

Baden-Württemberg hat den Arten- und Biotopschutz gesetzlich festgeschrieben. § 42 des Landesnaturschutzgesetzes sieht Folgendes vor.

- (1) Zur Vorbereitung, Durchführung und Überwachung von Maßnahmen zur Erhaltung, Pflege und Entwicklung der wild lebenden Tier- und Pflanzenarten einschließlich der dem Jagdrecht unterliegenden Tierarten wird von der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz unter Mitwirkung anderer betroffener Landesbehörden sowie der Natur-

schutzvereine und sachkundiger Bürger ein Arten- und Biotopschutzprogramm erstellt und fortgeschrieben.

- (2) Das Arten- und Biotopschutzprogramm enthält insbesondere
1. Verzeichnisse der im Landesgebiet vorkommenden wild lebenden Tier- und Pflanzenarten, ihrer Lebensgemeinschaften, Lebensräume und Lebensbedingungen sowie ihrer wesentlichen Populationen einschließlich ihrer Veränderungen, soweit sie für den Artenschutz bedeutsam sind.
  2. Zustandsbewertungen für die besonders geschützten und die in ihrem Bestand gefährdeten Arten und Lebensgemeinschaften sowie für die Arten von gemeinschaftlichem Interesse und für die europäischen Vogelarten unter Darstellung ihrer wesentlichen Gefährdungsursachen.
  3. Vorschläge für Schutzmaßnahmen und Grunderwerb.
  4. Richtlinien und Hinweise für Maßnahmen zur Lenkung der Bestandsentwicklung
- (3) Zur Vorbereitung von Maßnahmen des Biotop- und Artenschutzes gibt die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz in geeigneten Zeitabständen den wissenschaftlichen Stand der Erkenntnisse über ausgestorbene und bedrohte heimische Tier- und Pflanzenarten sowie über die Gefährdung von Biotopen (Rote Listen) bekannt.

Die gewonnenen Erkenntnisse werden ausgewertet und im Rahmen der allgemeinen Schutzgebiets- und Landschaftspflegeprogramme sowie besonderer Artenschutzprogramme von den Naturschutzbehörden unter Mitarbeit und Beteiligung von Kommunen, Verbänden und ehrenamtlichen Mitarbeitern sowie der Land- und Forstwirtschaft umgesetzt. Dabei werden die Arten der EG-Richtlinie zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume und der wildlebenden Tiere und Pflanzen (FFH-RL) und der EG-Vogelschutzrichtlinie (VRL) besonders berücksichtigt. Als Beispiele sind Sibirische Schwertlilie, Apollofalter, Feldhamster und Weißstorch herausgegriffen.

Für die FFH- und Vogelschutzgebiete werden seit 2005 Pflege- und Entwicklungspläne (PEPL) erstellt. Sie beinhalten ein Ziel und Maßnahmenkonzept für bestimmte Lebensraumtypen und Arten unter Berücksichtigung der vorgegebenen Erhaltungs- und Entwicklungsziele. Das Konzept ist auf das jeweilige Schutzgebiet beschränkt.

Ferner gibt es das Zielartenkonzept Baden-Württemberg (RECK et al. 1996). Es ist als gutachterlicher Fachbeitrag „Arten- und Biotopschutz“ zum geplanten Landschaftsrahmenplan Baden-Württemberg erstellt worden. Auftraggeber war das Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum (MLR). Die Bearbeitung fand in enger Abstimmung mit der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz (LUBW) statt. Das Zielartenkonzept (ZAK) formuliert Ziele zur Erhaltung und Wiederherstellung von Populationen ausgewählter Arten (Zielarten). Die Ziele sind in drei Kategorien gegliedert

- Spezieller Populationsschutz und Schutz der Lebensräume
- Mindeststandards
- Prozessschutz

Davon ist der Spezielle Populationsschutz Kernstück des ZAK (Joos 2004). 1.700 Zielarten aus verschiedenen Tiergruppen wurden ausgewählt. Als Auswahlkriterien kamen

- Gefährdung,
- Schutzverantwortung (Erklärung folgt im weiteren Text),
- Seltenheit,
- Funktion als Schlüsselart bzw. naturräumliche Charakterart

zum Tragen.

Die Zielarten wurden den folgenden Schutzkategorien zugeordnet:

- Landesarten (ca. 1250): landesweit höchste Schutzpriorität  
Gruppe A: vom Aussterben akut bedroht, Sofortmaßnahmen erforderlich  
Gruppe B: keine Sofortmaßnahmen erforderlich
- Naturraumarten: (ca. 450): besondere regionale Bedeutung, landesweit zweite Schutzpriorität.

Als „planungsorientierte“ Eingrenzung wurden 330 so genannte „Zielorientierte Indikatorarten“ aus den Zielarten ausgewählt. Von Schutz und Entwicklungsmaßnahmen für diese Arten werden die größten Mitnahmeeffekte erwartet (JOOS 2004).

Aufgrund des nur landesweiten bzw. regionalen Bezugs und der geringen Anwenderfreundlichkeit wurde zur Umsetzung des über 2000 Seiten starken Zielartenkonzepts das „Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg“ (Informationssystem ZAK) entwickelt (GEIBLER-STROBEL et al. 2006). Zielgruppen für das web-gestützte Planungswerkzeug sind Fachbehörden und Planer. Es soll als grober Handlungsrahmen zum Arten- und Biotop-schutz für landschaftsplanerische Fragestellungen (Landschaftspläne, Ökokonto, Ausgleichsmaßnahmen) berücksichtigt werden.

Im Rahmen der Erarbeitung des Informationssystems wurden die Tiergruppen unterschiedlich tief betrachtet und entsprechend in „Kernartengruppen“ (Vögel, Amphibien, Reptilien, Heuschrecken, Tagfalter, Widderchen) und „Weitere Artengruppen“ aufgegliedert. Pflanzenarten, die bereits im Rahmen des Zielartenkonzeptes nur unvollständig bearbeitet wurden, sind nicht enthalten.

„Für 25 zu Anspruchstypen zusammengefasste Zielartenkollektive wurden durch Auswertung verfügbarer digitaler GIS-Datensätze (z. B. § 32-Kartierung) im Sinne wissensbasierter Habitatmodellierung landesweite Bereiche mit hohem Habitatpotential abgebildet. Bei diesem Ansatz wird Expertenwissen zu Schlüssel-Habitatfaktoren in die Kategorien von GIS-Datensätzen überführt. Über die Indikatoren „Flächengröße“ und „Verbundsituation“ wurden für jeden Anspruchstyp Vorranggebiete ausgewählt. Gemeinden, die an dieser Flächenauswahl über einem bestimmten Schwellenwert Anteil haben, wurde eine besondere Schutzverantwortung für die Habitatpotentiale aus landesweiter Sicht zugewiesen. In diesen Gemeinden ist aufgrund ihres besonders bedeutsamen potentiellen Habitatangebotes ein hohes Entwicklungspotential hinsichtlich der Förderung des entsprechenden Zielartenkollektives anzunehmen.“ (GEIBLER-STROBEL et al. 2006).

Kurz gesagt wurden die Zielarten zu ökologischen Gruppen zusammengefasst und Habitaten (Anspruchstypen) zugeordnet, die prioritär behandelt werden. Darunter befinden sich z. B. Streuobstwiesen, Kalkmagerrasen, lichte Trockenwälder und Hartholzauwälder der großen Flüsse.

Auf der Homepage der LUBW können Zielarten abgefragt oder über ein Kartenmodul Habitats (Anspruchstypen) z.B. für ein Gemeindegebiet betrachtet werden. Zuerst werden die Habitats mit besonderer Schutzverantwortung aufgelistet. Anschließend erfolgt die Auswahl der vorkommenden Habitat und davon abhängig die Erstellung der vorläufigen Zielartenliste. Ein Tierökologe soll nun diese Liste auf Plausibilität überprüfen und eine modifizierte Zielartenliste erarbeiten. Auf Basis dieser Liste erstellt das Programm einen Maßnahmenkatalog. Die Maßnahmen werden vier Kategorien zugeordnet:

- Vorrangige Maßnahmen
  - Weiter zu empfehlende Maßnahmen
  - Maßnahmen mit Prüfbedarf
  - Maßnahmen mit Prüfbedarf in Ausnahmefällen
  - Maßnahmen mit generellem Prüfbedarf
  - Zu vermeidende Maßnahmen

Die einzelnen Maßnahmen sind überwiegend allgemein bekannt und erreichen oft nicht den Detaillierungsgrad von Maßnahmenkatalogen in Landschaftsplänen. Zur Veranschaulichung ist ein Maßnahmentext aus der Beispielplanung Tübingen/Pfrondorf (HERMANN et. al 2006) dargestellt:

Tab. 42: Maßnahmenkatalog aus der Beispielplanung Tübingen/Pfrondorf.

<b>Maßnahmen (Details s. Anhang)</b>	<b>Beispiele geförderter Zielarten/ Anspruchstypen</b>	<b>Erläuterungen/mögliche Schwerpunkte für die Umsetzung</b>
IV.3 Abschnittsweise „auf den Stock setzen“ vorhandener Hecken-/Gebüschzeilen	Arten der Hecken und Gebüschzeilen einschließlich ihrer Sämlinge (Neuntöter, Dorngrasmücke, Zauneidechse etc.)	Teilweise sind vorhandene Hecken bereits überaltert und in ihrer Funktionsfähigkeit für betreffende Zielarten eingeschränkt (z. B. Gewinn Kleine Teile).
IV.5 Pflege von Streuobstbeständen (Ziel: langfristige Sicherung vorhandener Streuobstbestände)	Brutvögel der Streuobstgebiete (v. a. Halsbandschnäpper, Wendehals, evtl. Steinkauz)	Pfrondorf hat aus landesweiter Sicht eine besondere Schutzverantwortung für den Erhalt der Streuobstgebiete. Insofern ist die Sicherstellung einer sachgerechten und nachhaltigen Pflege der vorhandenen Streuobstbestände eine Maßnahme mit hoher Priorität (z. B. Gewanne Halde, Neubruch im Hägnach, Tiefenbach) Wichtige ergänzende Maßnahme: s. I.2.

Eine Beschreibung konkreter artspezifische Maßnahmen ist selten, statt dessen wird dargestellt welche Zielarten von einer Maßnahme profitieren können. Jede der 76 Maßnahmen enthält eine Wirkungseinschätzung für die Zielarten.

### 10.3.2.2 Bayern

Bayern rief 1985 auf Beschluss des Bayerischen Landtages das Arten- und Biotopschutzprogramm (ABSP) Bayern ins Leben. Bis 1997 wurde für alle 71 Landkreise in Bayern jeweils ein ABSP erarbeitet.

Im Zuge der Aktualisierung werden derzeit für alle Landkreise digitale Bände auf der Grundlage aktueller Daten erstellt. Im Vorfeld wird durch die Fachkartierung der Bestand an Biotopen sowie ausgewählter Tier- und Pflanzenarten in den jeweiligen Landkreisen im Gelände erhoben. Die Aktualisierung ist für rund zwei Drittel der Landkreise abgeschlossen.

Mit der Konzeption des Bayerischen Arten- und Biotopschutzprogramms (ABSP) sollte gleichzeitig die Umsetzung auf Projektebene in Gang gebracht werden. Deshalb wurde vom

Umweltministerium die Projektgruppe BayernNetz Natur (vormals Projektgruppe ABSP) eingerichtet. Seit vielen Jahren wird von der Projektgruppe die konkrete Umsetzung von Maßnahmen in Naturschutzprojekten (den BayernNetz Natur-Projekten) unterstützt.

Die wichtigsten Aufgaben der Projektgruppe BayernNetz Natur sind:

- die Suche nach Trägern neuer Projekte
- die Unterstützung bei der Antragstellung zur Akquisition von Fördergeldern
- der Informationsaustausch zwischen einzelnen Projektträgern
- die Mediation in Konfliktfällen
- die Erfolgskontrolle
- die Datensammlung und Führung einer Datenbank (Projekt-Datenbank)

Seit der ersten Veröffentlichung eines ABSP-Bandes 1986 und dem Beginn der ersten Umsetzungsprojekte hat sich die Zahl der BayernNetz Natur-Projekte auf 336 (Stand: 31. Dezember 2006) erhöht. Außerdem konnten z. B. zwischen 1999 und 2002 zusätzlich 8 Mio. EUR an EU- und Bundesmitteln für bayerische Naturschutzprojekte akquiriert werden. Die Projekte werden vor Ort durch Vertreter von Behörden, Gemeinden, Landschaftspflege- und Naturschutzverbänden durchgeführt oder betreut. Parallel dazu sind auch noch Artenhilfsprogramme (AHP) vorhanden. Als fachliche Anleitungen zu Schutz, Pflege und Entwicklung der Populationen bestimmter Arten und Artengruppen sind sie eine Ergänzung der klassischen Naturschutzinstrumente Flächenschutz (Schutzgebietsausweisungen) und Biotopschutz (Vertragsnaturschutzprogramm).

In Bayern werden umfassende Artenhilfsprogramme mit landesweitem Ansatz seit etwa 1980 schwerpunktmäßig durchgeführt. Ein wesentlicher Teil dieser AHPs wird dabei vom LfU initiiert und fachlich koordiniert. Ein Artenhilfsprogramm gliedert sich in folgende Punkte: Zunächst werden die Grundlagen erhoben:

- Erfassung der Vorkommen von Populationen und Lebensstätten gefährdeter Arten (Aufbau eines Fundortkatasters mit möglichst quantitativen Angaben)
- Ermittlung von ökologischen Ansprüchen (Populationsdynamik, Raum-Zeit-Verhalten, Ausbreitungsökologie, Habitatstruktur, Jahreslebensräume)
- Ermittlung der Gefährdungsfaktoren/Ursachen-Wirkungsanalyse: Darauf aufbauend werden die Ziele und Maßnahmen abgeleitet.
- Erstellung der Schutz-, Maßnahmen- und Umsetzungskonzepte (wie z.B. Organisation, Verantwortlichkeit, Träger) für die einzelnen Arten und Artengruppen
- Konzeption der Erfolgskontrolle, die der Überprüfung und ggf. Modifizierung der eingeleiteten Maßnahmen dienen soll.

Die große Zahl gefährdeter Arten erforderte eine Auswahl und Prioritätensetzung. Höchste Priorität kommt dabei endemischen (nur in Bayern vorkommenden) und international gefährdeten Arten zu. Diese Ebene hat durch internationale Vereinbarungen und Verpflichtungen, vor allem durch die FFH- und die Vogelschutz-Richtlinie der Europäischen Union sowie die Bonner Konvention (Übereinkommen zur Erhaltung der wandernden wildlebenden Tierarten)

zusätzliches Gewicht erhalten. Weitere Prioritätsstufen sind Arten mit den höchsten Gefährdungskategorien im nationalen und landesweiten Bezug.

### 10.3.3 Vergleich

Die Unterschiede in den Konzepten zum Erhalt der Artenvielfalt beruht im Wesentlichen auf zwei Punkten:

- Verschiedene Verwaltungsstrukturen und Zuständigkeitsbereiche
- Unterschiedliche Herangehensweise

In Großbritannien wurden staatlich unterstützt sämtliche relevanten Gruppierungen involviert die für ganz Großbritannien einheitliche Standards und Konzepte entwickelten. Wenige übergeordnete Gremien bzw. Gruppen koordinieren und überwachen die Erstellung und Umsetzung der Action Plans.

In Deutschland fehlen diese bundesweit agierenden Lenkungsgruppen. Die Zuständigkeit ist gesetzliche festgelegt und den Ländern übertragen, die wiederum individuelle Programme zur Umsetzung anwenden. Länderübergreifende Projekte gibt es selten und gehen dann meist von Naturschutzorganisationen (WWF, BUND, NABU) aus. Bundesweite Artenschutzprogramme sind nicht bekannt.

Während sich die britischen und bayerischen Strukturen sehr ähnlich sind, verfolgte Baden-Württemberg einen anderen Ansatz. Die Vorgehensweise unterscheidet sich vor allem darin, dass das Zielartenkonzept Baden-Württemberg keine artbezogenen Entwicklungsziele und Maßnahmen, also keine Species Action Plans, enthält. Die Arten sind zu Anspruchstypen (Habitate) zusammengefasst für die Maßnahmen dargestellt sind. Das Zielartenkonzept ist also am ehesten mit dem Habitat Action Plan vergleichbar.

Grundsätzlich stellt sich die Frage, inwieweit die Bereitstellung eines so umfangreichen und doch allgemein gehaltenen Maßnahmenkataloges notwendig ist, vor allem vor dem Hintergrund, dass, um die konkreten Artenvorkommen vor Ort festzustellen, sowieso eine Überprüfung von Fachleuten vorgeschlagen wird. Zudem suggeriert der Maßnahmenkatalog dem fachlich weniger versierten Anwender eine Vollständigkeit, die nicht gegeben ist. So gibt es z. B. für die Gemeinde Schelklingen nur eine Maßnahme die sich auf Abbaustätten bezieht („Verzicht auf Verfüllung von Materialstandorten“). Ferner kann noch die Maßnahme „Anlage/Pflege dauerhafter Stehgewässer bzw. ephemerer Kleingewässer“ auf Abbaustätten bezogen werden. Die wenigen Maßnahmen sollen aber sehr unterschiedlichen Habitaten bzw. Zielarten (Wanderfalke, Kreuzkröte, Flussregenpfeifer, Zauneidechse usw.) zugute kommen.

Ohne kritische Überarbeitung, Detaillierung oder Ergänzung der vorgegebenen Maßnahmen besteht daher die Gefahr dass die Umsetzung unzureichend durchgeführt wird.

Die Darstellung der so genannten Schutzverantwortung kann hingegen ein wichtiger Hinweis für Gemeinden sein, die sich einer außergewöhnlichen Arten- und Habitatausstattung nicht bewusst sind.

Es erscheint daher ausreichend für alle Zielarten – für die Indikatorarten ist das bereits geschehen – Artensteckbriefe mit den Habitatansprüchen zu erstellen und übergeordnete Entwicklungsziele und Maßnahmen für die Arten bzw. Artengruppen zu formulieren.

#### **10.4 Local Biodiversity Action Plan Steinbruch Vohenbronnen**

Für den Steinbruch Vohenbronnen wurde ein Local Action Plan differenziert nach einem Habitat Action Plan und Species Action Plan erarbeitet.

Beide Biodiversity Action Plans liegen dem Abschlussbericht als eigenständiges Papier bei.

### **11 Schnittstellen zur Eingriffsregelung und Ökokonto**

#### **11.1 Schnittstelle zur Eingriffsregelung**

Im Rahmen der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung nach § 19 Abs. 1 bis 4 BNatSchG ist das unmittelbar zum Abbau vorgesehene Areal inkl. eines spezifisch gewählten Umfeldes hinsichtlich der Schutzgüter zu erfassen, zu bewerten, hinsichtlich der Wirkungen zu analysieren und darauf aufbauend die notwendige Kompensation zu planen. Die Kompensation erfolgt hierbei i.d.R. zeitverzögert nach Abbaubeginn auf der Abbaufläche und/oder zeitnah mit Abbaubeginn im näheren und/oder weiteren Umfeld der Abbaustätte.

Die entwickelten Indikatoren beziehen sich zwar auf die betriebene Abbaustätte und ihre rekultivierten bzw. renaturierten Flächen und nehmen keinen direkten Bezug zu Erweiterungsplanungen. Folgende Schnittstellen lassen sich aber trotzdem ableiten und sind zu diskutieren:

- Umsetzung von Kompensationsmaßnahmen auf Basis einer bestehenden Abbaugenehmigung; Bezug zu § 19 Abs. 2 BNatSchG.
- Erweiterung einer Abbaustätte in das angrenzende Umfeld im Rahmen eines Genehmigungsverfahrens; Bezug zu § 19 Abs. 1 bis 4 BNatSchG.
- Veränderung der Abbauführung z.B. durch Tieferlegung der Abbausohle im Rahmen eines Genehmigungsverfahrens; Bezug zu § 19 Abs. 1 bis 4 BNatSchG
- Laufender Abbaubetrieb; Bezug zu § 42 Abs. 1 Nrn. 1 bis 4 BNatSchG

#### **Schnittstelle „Kompensationsmaßnahmen - Monitoring“**

Die Indikatoren des Teilbereichs Folgenutzung bewerten die Qualität der Kompensationsmaßnahmen und dienen so direkt der Umsetzung der Eingriffsregelung, da sie letztendlich das im BNatSchG nicht geforderte Monitoring und nur in wenigen Bundesländern tatsächlich

realisierte Monitoring von Kompensationsmaßnahmen übernehmen. Durch die Anwendung der Indikatoren sind somit nicht nur positive Rückwirkungen für die Artenvielfalt, sondern auch eine verbesserte Umsetzung der Kompensationsmaßnahmen zu erwarten, was für den Betreiber für die Indikatorenberechnungen von Vorteil ist.

Quantitative Rückkopplungen im Sinne einer Reduzierung der Kompensationsleistungen lassen sich hieraus zwar nicht ableiten, mittels einer Selbstverpflichtung des Betreibers durch Umsetzung der Indikatoren die Kompensationsflächen zu monitieren, wird aber das Vertrauen in den Betreiber seitens der Genehmigungsbehörde und v.a. in der Öffentlichkeit gestärkt. Im Rahmen von Öffentlichkeitsveranstaltungen ist dies auch transportierbar. Letztendlich ergibt sich hier eine indirekte Schnittstelle zum Indikator „Public Opinion“ nach EEA (2007) (vgl. auch KÜCHLER-KRISCHUN & PIECHOCKI 2008 mit dem Indikator „Bedeutsamkeit umweltpolitischer Ziele und Aufgaben“). Der Indikator „Public Opinion“ zielt darauf ab, die Wahrnehmung der Bedeutung der Biodiversität in der Öffentlichkeit zu stärken.

Der Indikator „Public Opinion“ könnte im Rahmen von Öffentlichkeitsveranstaltungen, die vom Werk Schelklingen (Abbaustätte Vohenbronnen) regelmäßig durchgeführt werden, durch einfache Fragebögen bei den Besuchern abgefragt werden.

### **Schnittstelle „Kompensationsmaßnahmen“**

Die Indikatoren fordern, von der These ausgehend, dass renaturierte Flächen im Sinne der in Abschnitt 9.2.3.2 eingeführten Definition eine höhere Artenvielfalt aufweisen, einen höheren Anteil an renaturierten Flächen ein. In Konsequenz müssen die rein wirtschaftlich genutzten Flächen reduziert werden. In der Abbaustätte Vohenbronnen würde dies bedeuten, dass in den nächsten Jahrzehnten der Anteil der landwirtschaftlich genutzten Wiesen z.B. zugunsten der in den Habitat Action Plans angestrebten Kalk-Magerrasen ersetzt werden müssten. Dies ist aber nicht im Sinne der Genehmigung, obwohl durch die Kalk-Magerrasen, die Biodiversität in erheblich größerem Maße gestärkt würde, als durch das vorgesehene Intensivgrünland und somit dem Geiste des BNatSchG erheblich mehr Folge geleistet würde.

Nach wie ist in der Rechtsprechung auch der Anspruch von § 19 Abs. 2 BNatSchG nach einem möglichst gleichartigen Ausgleich unvermeidbare Beeinträchtigungen verankert, auch wenn der Gesetzestext dies nicht explizit vorgibt. Im Verbund mit dem BWaldG und den konkurrierenden Ansprüchen der Landwirtschaft im Verbund mit dem Bodenschutz ergeben sich hieraus zahlreiche Probleme in den Genehmigungsverfahren, die der Biodiversität nicht förderlich sind. Die Forderung nach einem Wald gleicher Art und Güte fordert eine möglichst zielstrebige Wiederaufforstung der vom Eingriff betroffenen Wälder ein. Maßnahmen wie die in der Abbaustätte Vohenbronnen erfolgreich durchgeführte Ansaat von Wäldern führen zumindest vordergründig zu einer zeitlichen Verzögerung der Etablierung eines forstlich wieder nutzbaren Waldes. Der hohe Naturschutzwert dieser Waldansaat bleibt hierbei völlig außer Betracht (vgl. RADEMACHER & TRÄNKLE 2007) Die häufig geforderte flächige Überkompensation der vom Eingriff betroffenen Waldflächen verschiebt zudem die Biodiversität der Kulturlandschaft zunehmend in Richtung der Waldzönosen, wobei diese i.d.R. bei weitem weniger bedroht sind, als die große Zahl der Offenlandarten. Zwar werden auch für diese Arten zu-

nehmend Habitaträume bereitgestellt und wenigstens temporär vor Nutzung geschützt, letztendlich ist die Anzahl dieser Räume aber deutlich am unteren Limit dessen orientiert, was möglich und sinnvoll wäre. BDZ/VDZ (2001) zeigen zwar, dass in den Abbaustätten der deutschen Zementindustrie auf einem großen Teil der Flächen bereits eine Folgenutzung Naturschutz umgesetzt wird, für viele andere Abbaustätten gilt dies auf Basis der Erfahrungen der Autoren aus der naturschutzrechtlichen Zwangslage resultierend aber nicht oder nur eingeschränkt.

Um die Indikatoren trotzdem sinnvoll in der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung zu verankern, müssen sie zukünftig im Rahmen eines konkreten Genehmigungsverfahrens implementiert sein und die Option eröffnen, z.B. im Verbund mit einem Monitoring über die Indikatoren Renaturierungsoptionen zu höherer Akzeptanz zu verhelfen. Dies bedeutet letztendlich aber auch Zugeständnisse der anderen Landnutzer zu Gunsten der Biodiversität. Auf mögliche erhebliche Zielkonflikte weisen auch bereits MÜLLER-PFLANNENSTIEL et al. (2003) hin. Die Lösung der Autoren besteht in der Entwicklung einer Zielkonzeption für Abbaustätten mit einer Erweiterungsfläche > 10 ha. Diese Zielkonzeption hat die zentrale Aufgabe zu klären, ob sich die Kompensation

- eng an einer gleichartigen, räumlich-funktional ähnlichen Wiederherstellung orientiert oder
- ob eine naturschutzfachlich begründete Abweichung im Sinne einer gleichwertigen Wiederherstellung sinnvoll oder notwendig ist, die sich an den durch den Rohstoffabbau entstandenen Strukturen, Standortbedingungen und/oder den im Zuge des Abbaus bereits entstandenen Lebensräumen ausrichtet.

Im Rahmen dieser Prüfung ist auch zu klären, ob und in welchem Umfang Wanderbiotope eingebunden werden können und ob bzw. in welchem Umfang eine freie oder gelenkte Sukzessionsentwicklung als Kompensationsmaßnahme eingebunden werden kann. Synergien mit den Indikatoren ergeben sich zum Einen dadurch, dass Wanderbiotope wiederum durch einen Teil der vorgeschlagenen Indikatoren erfasst werden (vgl. Schnittstelle „Kompensationsmaßnahmen – Monitoring“ oben). Zum Anderen dadurch, dass die vorgeschlagene freie oder gelenkte Sukzession wiederum mit den von KÜCHLER-KRISCHUN & PIECHOCKI (2008) im Rahmen der nationalen Biodiversitätsstrategie dargestellten Qualitätsziel der ungestörten Flächenentwicklung und Entwicklung von Wildnis auf 2 % der Fläche Deutschlands übereinstimmt. Betriebene Abbaustätten sind prädestiniert, einen Teilbereich dieses Umweltqualitätsziels zu übernehmen.

Die Entwicklung und Abarbeitung der Zielkonzeption kann im Rahmen der i.d.R. notwendigen UVU bzw. des Landschaftspflegerischer Begleitplans/Fachbeitrags im Rahmen der sowieso notwendigen Maßnahmenplanung erfolgen. Ebenso kann diese Aufgabe von den Species und/oder Habitat Action Plans übernommen werden, die somit Teil des Genehmigungsverfahrens würden.

Folgende Anforderungen sind zu formulieren

- ⇒ Auf Basis einer Zielkonzeption ist die freie Sukzession als gleichartiger und gleichwertiger Ausgleich anzuerkennen, da diese bei entsprechender Planung den Zielen der nationalen und der europäischen Biodiversitätsstrategie unmittelbar dient.
- ⇒ Andere Nutzungen haben demgegenüber bei Bedarf zurückzustehen.
- ⇒ Die rechtlichen Grundlagen müssen geschaffen werden.

### **Schnittstelle „Kompensation des time lag“**

Abbaustätten sind Eingriffsvorhaben, die Natur und Landschaft „nur“ eine gewisse Zeit in Anspruch nehmen und sie im Rahmen der Rekultivierung und Renaturierung aber wieder zurückgeben. Sie unterscheiden sich somit in erheblichem Maße von „normalen“ Eingriffsvorhaben, deren Eingriffsfläche Natur und Landschaft i.d.R. auf Dauer oder doch zumindest sehr lange entziehen. Hierdurch ist es der Steine und Erden-Industrie möglich, die notwendige Kompensation des Eingriffs ganz oder in Teilen auf der Fläche herzustellen, die gleichzeitig die Eingriffsfläche ist. Aufgrund der häufig langen Planungszeiträume können die Zeiträume zwischen Eingriff und Rekultivierung allerdings in vielen Fällen ohne weiteres mehrere Jahrzehnte umfassen. Der in der Eingriffsregelung gemeinhin angenommene Nachhaltigkeitszeitraum von 5 Jahren (vgl. KIEMSTEDT et al. 1996a; 1996b; KIEMSTEDT & OTT 1994) wird somit auf der Fläche der Abbaustätte auch bei geringen Rohstoffmächtigkeiten in jedem Fall überschritten.

Auf Basis des v.a. in den 1990er Jahren in der Literatur umfangreich dokumentierten hohen Naturschutzwertes gerade auch von betriebenen Abbaustätten, hat sich bei vielen Genehmigungsverfahren eine Nachhaltigkeitsschwelle von 25 Jahren eingebürgert. Innerhalb dieses Zeitraumes wird davon ausgegangen, dass die eigentlich notwendige Kompensation dieser zeitlichen Verzögerung (time lag) durch den Naturschutzwert der Abbaustätte übernommen wird und somit keine zusätzliche Kompensation notwendig ist. Ausnahmen sind hierbei wiederum in vielen Fällen die Forstbehörden.

Erstmals in die Genehmigungspraxis übernommen wurde diese Vorgehensweise in Baden-Württemberg durch MLR (1998) und LFU (1999). In MÜLLER-PFLANNENSTIEL et al. (2003) wird diese Vorgehensweise auch bundesweit vorgeschlagen. Verständlicherweise ist die betriebene Abbaustätte nicht in der Lage, die in Anspruch genommenen Biotope gleichartig zu kompensieren. Der Naturschutzwert geht von ganz anderen Arten aus, die i.d.R. aber in der Kulturlandschaft erheblich seltener sind, als die vom Eingriff betroffenen Arten. Zudem findet sich unter diesen Arten eine Reihe an Arten nach Anhang II, IV und V der FFH-Richtlinie, die z.B. über den europäischen Indikator „Species of European interest“ (EEA 2007) im besonderen Fokus Europas stehen.

Eine ganze Reihe von Indikatoren haben die Förderung der Strukturvielfalt und der Biodiversität der betriebenen Abbaustätte als Ziel und wirken hier somit direkt auf die Kompensation des time lags hin und fördern den Indikator „Species of European interest“. Um hier die entsprechenden Anreize für die Übernahme in eine praxisorientierte Schnittstelle zu schaffen, ist folgendes Modell denkbar:

- ⇒ Der Vorhabensträger erklärt sich bereit, im Rahmen einer Selbstverpflichtung die Indikatoren mit Zielrichtung betriebene Abbaustätte anzuwenden.
- ⇒ Auf Basis einer Selbstverpflichtung ist eine zusätzliche Kompensation des time lags in jedem Fall auch bei einer Überschreitung der Nachhaltigkeitsschwelle von 25 Jahren nicht bilanzierungsrelevant und nicht kompensationspflichtig.
- ⇒ Der baden-württembergischen Praxis folgend ist die 25 Jahre-Nachhaltigkeitsschwelle dabei auf die Abbau- bzw. die darauf folgenden Genehmigungsstufen der Abbaustätte zu beziehen.
- ⇒ Die rechtlichen Grundlagen müssen geschaffen werden.

### **Schnittstelle „Artenschutz“**

Durch die Neufassung des BNatSchG vom 18.12.2007 ist der deutsche und v.a. der europäische Artenschutz neu gefasst. Die Analysen der vorliegenden Literatur zeigen sehr eindeutig, dass in betriebenen Abbaustätten eine Vielzahl europäisch geschützter Arten vorkommt. Die Indikatoren, die die Artenvielfalt in der betriebenen Abbaustätte fördern sollen, haben sinnvollerweise auch und/oder v.a. die europäisch geschützten Arten im Fokus.

Es entsteht hierdurch für einen Betreiber eine schwierige Zwangssituation bezüglich der betriebenen Abbaufäche. Im laufenden Betrieb auf noch abzubauenen Flächen werden Maßnahmen umgesetzt, die europäisch geschützte Arten (z.B. Vögel, Amphibien) in erheblichem Maße fördern. Durch den fortschreitenden Abbau werden dann die Fortpflanzungs- oder Ruhestätten dieser Arten zerstört und somit zwangsweise die Zugriffsverbote des BNatSchG, minimal § 42 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG, ausgelöst. Es kann bei der momentanen Rechtslage nicht davon ausgegangen werden, dass die Auslösung des Zugriffsverbots tatsächlich durch die vorhandenen Genehmigungen gedeckt ist.

Zwar kann in einer betriebenen Abbaustätte, sofern es sich um Arten handelt, die auf den laufenden Betrieb der Abbaustätte angewiesen sind (z.B. *Bufo calamita* (Kreuzkröte), *Bombina variegata* (Gelbbauchunke)) immer auf § 42 Abs. 5 BNatSchG und den dort verankerten räumlichen Zusammenhang der ökologischen Funktion verwiesen werden, dies gilt aber nicht unbedingt und gleichermaßen für alle Arten. Insbesondere in strukturarmen Naturräumen ist die betriebene Abbaustätte häufig ein Schwerpunkt der Biodiversität und der räumliche Zusammenhang letztendlich auf die Abbaustätte konzentriert. Theoretisch wäre es somit notwendig, eine Legalausnahme nach § 43 Abs. 8 BNatSchG mit den entsprechenden Nachweisen nach § 43 Abs. 8 S. 2 Nr. 4 und 5 BNatSchG und entsprechendem Aufwand zu beantragen.

Wenn auch bei einer laufenden Abbaustätte das beschriebene Szenario nicht regelmäßig nur selten der Fall sein wird, kann bei umstrittenen geplanten Abbauvorhaben für einen Abbaustättenbetreiber hieraus eine reale Gefahr resultieren. Die Situation ist insofern paradox und sowohl für den Betreiber als auch für den Artenschutz von Nachteil.

Für die sinnvolle und flächige Umsetzung des Indikatorensystems sind die Abbaustättenbetreiber bei Umsetzung von Maßnahmen, die durch die Indikatoren induziert werden, vor Schaden durch den gesetzlichen Artenschutz zu bewahren. Folgende Möglichkeiten bestehen:

⇒ Alle im Rahmen eines Species oder Habitat Action Plans im Bereich der betriebenen Abbaustätte geplanten und umgesetzten Maßnahmen können im Zuge des regulären fortschreitenden Abbaus entfernt werden, ohne dass die Zugriffsverbote nach § 42 Abs. 1 BNatSchG ausgelöst werden, da davon auszugehen ist, dass die ökologische Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang in jedem Fall erfüllt bleibt.

⇒ Die rechtlichen Grundlagen müssen geschaffen werden.

## 11.2 Schnittstelle zum Ökokonto

In einigen Bundesländern sind Ökokontolösungen in mehr oder weniger engem oder weitem rechtlichen und verfahrenstechnischen Rahmen vorgegeben. In einer nicht bekannten Zahl von Fällen sind auch lokale Ökokontoregelungen zwischen Betreibern und Behörden vorhanden.

Allen Ökokonten gemeinsam ist der Ansatz den zeitlichen Verlust an Natur und Landschaft und damit auch von Biodiversität durch zeitlich vorgezogene Kompensationsmaßnahmen zu verringern. Über das Ökokonto ergeben sich auch die direkten Schnittstellen zur naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung. Im engeren Sinne sollen Ökokontomaßnahmen allerdings erst dann eingesetzt werden, wenn im Rahmen der konkreten Eingriffs-Ausgleichsbilanzierung des konkreten Genehmigungsverfahrens nach Maßnahmenplanung ein Bilanzierungsdefizit verbleibt. Aufgrund der häufig langen Planungshorizonte sind Abbauvorhaben eigentlich geradezu prädestiniert Ökokonten zu betreiben. Ungünstig ist hierbei allerdings in zahlreichen Fällen die starre und unflexible Handhabung durch die vorgegebenen behördlichen Mechanismen.

Ökokontomaßnahmen können hierbei zwar theoretisch auch auf den Flächen der betriebenen Abbaustätte umgesetzt werden und so wie oben beschrieben der Kompensation des time lag (Teilaspekt des Ökokontos) dienen. Dies ist aber nur von beschränktem Nutzen, da diese Flächen früher oder später wieder abgebaut werden.

Die wirklich dauerhaft nutzbaren Ökokontomaßnahmen müssen somit im Umfeld der Abbaustätte stattfinden. So sinnvoll es wäre den gesamten Raum um die Abbaustätte zu fördern, so problematisch ist dies auf den zukünftigen Abbauflächen bzw. den Rohstoffsicherungsbereichen, da diese Areale früher oder später zum Abbau anstehen. Durch die Förderung der naturschutzfachlichen Wertigkeiten im Rahmen eines Ökokontos würde sich so die notwendige Kompensationsleistung für einen Vorhabensträger erhöhen.

Während das Problem der Rohstoffsicherungsgebiete durch den Betreiber ohne weiteres gelöst werden kann, besteht das eigentlich Problem von Indikatorensystemen im Rahmen

von Ökokonten darin, dass jede biodiversitätsfördernde Maßnahme im Umfeld den Indikatorwert der Abbaustätte verschlechtert und somit eigentlich für den Betreiber kontraproduktiv ist. Da die Abbaustätte in Zeit und Raum je nach Rohstoff mehr oder weniger schnell wandert, ist zudem der betroffenen Raum deutlich größer als die vorgegebenen 500 m ab Abbaustättenkante. Die betroffenen Indikatoren gehören zu den Teilbereichen Strukturvielfalt und abiotische Faktoren, Artenvielfalt, Populationsgröße und Wertgebende Arten.

Die sich anbietende Lösung ist aber relativ einfach.

⇒ Die durch die Ökokontomaßnahme erzielte naturschutzfachliche Aufwertung bzw. Artenzahlerhöhung ist über den spezifischen Indikator der Abbaustätte zuzurechnen.

⇒ Nicht angerechnet werden können alle Maßnahmen, die im Rahmen einer Genehmigung festgesetzt sind, sondern allein die freiwilligen Maßnahmen.

Folgende Voraussetzungen sind hierbei zu erfüllen:

- Werden vorhandene Biotope aufgewertet ist der naturschutzfachliche Status Quo der Fläche in dem Maße zu erfassen wie die Abbaustätte im Rahmen der Indikatoren.
- Werden neue Biotope angelegt, sind die Maßnahmen zu dokumentieren.
- Die Ökokontofläche ist im Rahmen des regulären Indikatorenmonitorings ebenfalls zu erfassen.

## 12 Übertragbarkeit auf andere Steine und Erden-B Branchen

Im Projekt integriert war auch die Fragestellung, ob die entwickelten Indikatoren auf andere Steine und Erden-B Branchen übertragbar sind.

### 12.1 Fachliche Aspekte

Hierzu wurden im Rahmen der Indikatorenentwicklung wurden innerhalb des Projektes alle verfügbaren Daten zu Flora, Fauna und Lebensräumen s.l. in Abbaustätten herangezogen und auf ihre Verwertbarkeit hinsichtlich der unterschiedlichen Indikatoren geprüft. Hierbei hat sich aber sehr schnell gezeigt, dass zwar zahlreiche Datensätze aus verschiedensten Quellen vorliegen, die Daten aber häufig sehr heterogen sind und die zentralen Parameter Erhebungsfläche, Abgrenzung und damit Fläche der Abbaustätte und des Umfeldes und Vollständigkeit nicht ausreichend dokumentiert sind. Die relevanten Daten stammen somit vorzugsweise aus TRÄNKLE (1997), GILCHER & TRÄNKLE (2005), nicht veröffentlichtem Material und aus den zentralen zusammenfassenden Arbeiten von BDZ/VDZ (2003). Letzterer Arbeit liegt eine weltweite Datenrecherche aus 92 internationalen Bibliotheken und die Auswertung zahl-

reicher Genehmigungsunterlagen der Abbaustätten der deutschen Zementindustrie zugrunde. Trotz dieser großen Datenmengen ergeben sich außer bei der Flora, den Vögeln und vielleicht noch den Amphibien erhebliche Datenlücken bei allen Taxozönosen. Die Daten umfassen zudem im Wesentlichen die Abbaustätten der deutschen Zementindustrie und Steinbrüche zur Produktion von Massengütern. Naturstein und Naturwerksteinbrüche sind zwar auch integriert, deren Anzahl ist aber bereits gering und nicht repräsentativ.

Analoges gilt für die Lockergesteinsabbaustätten, also die Kiesgruben, Nassbaggerungen, Sand- und Tongruben. Nur ist hier die Datenlage noch wesentlich schlechter. Den zentralen Arbeiten von PLACHTER (1983), RADEMACHER (1998/1999; 2001) und OTTO (1992) fehlen ebenfalls in vielen Fällen konkrete Flächenbezüge.

Ursache für die größere Zahl nicht verwendbarer Daten ist aber vorwiegend die Gestaltung bzw. der Berechnungsmodus der Indikatoren. Im Laufe der Indikatorenentwicklung wurden von der Arbeitsgruppe zahlreiche Modelle diskutiert. Es hat sich aber gezeigt, dass ohne einen direkten Flächenbezug oder einen konkreten Bezug zum Umfeld die Indikatoren zwar Werte liefern, diese aber relativ aussagelos sind. Nur durch den Bezug zu einer konkreten Fläche, im einfachsten Falle zur Fläche der Abbaustätte, werden die Indikatorenwerte vergleichbar und somit erst praxistauglich. Des Weiteren ist es auch in vielen Fällen erst durch den Flächenbezug möglich die Zielerreichungswerte zu konkretisieren.

Trotz aller Einschränkungen konnten auf Basis der Daten zumindest für die Steinbrüche für viele Indikatoren konkrete Werte berechnet werden. Diese Indikatorenwerte stellen für einen Großteil der vorgeschlagenen Indikatoren die Grundlage für die Ableitung der Zielerreichungswerte dar.

- Durch die trotz allem gelungene große Streuung der Datenwerte über die Fläche der Abbaustätte (z.B. Indikatorwert „Zahl der Lebensräume Var. 2“ in Abb. 34 oder Indikatorwerte „Pflanzenartenzahlen der Abbaustätte pro Fläche“ in Abb. 39 und Abb. 40) ist davon auszugehen, dass sich die entwickelten Indikatoren auf andere Steine und Erden-Branchen ohne weiteres übertragen lassen.

Dies ist umso mehr auch deshalb der Fall, weil die Indikatoren im Laufe des Projektes sukzessiv von relativ komplexen Ideen und Ausgestaltungen unter Verwendung „exotischer“ Artengruppen mit diversen komplexen Skalierungen auf einfacheres Niveau herunter gebrochen wurden. Wie in Kapitel 3 dargestellt, können die hier entwickelten Indikatoren auf dem Komplexitätslevel der von der EEA (2007) und KÜCHLER-KRISCHUN & PIECHOCKI (2008) für Deutschland dargestellten Indikatoren eingeordnet werden. Zudem greifen alle Indikatoren auf die gut und standardisiert zu erhebenden zentralen Artengruppen der Flora, der Vögel und der Amphibien zurück. Die Datenlage ist insofern eindeutig, da diese Taxozönosen auch in Nass- und Trockenbaggerungen zu den zentralen wertgebenden Artengruppen mit hohen Artenzahlen und einem i.d.R. hohen Anteil wertgebender Arten gehören.

Zusätzlich wurden auch Indikatoren entwickelt, die auf spezifische Verhältnisse einer Abbaustätte anpassbar sind.

- ⇒ Auf Basis der oben formulierten Voraussetzungen ist daher auch von einer Übertragbarkeit auf die neben den Steinbrüchen mittlerer und großer Fläche zweite große Branchengruppe der Nass- und Trockenbaggerungen auszugehen.
- ⇒ Nichtsdestotrotz sollten alle Indikatoren einer Testphase unterworfen werden und ggf. die Indikatoren nach ein oder zwei Jahren verifiziert werden.

Ein zentrales Problem stellt allerdings die Ableitung der Zielerreichungswerte dar. Dies zeigt sich z.B. auch an dem Indikator von ACHTZIGER et al (2004), dessen Zielerreichungswerte auf Basis eines Delphi-Verfahrens entwickelt wurden. Im Vergleich hierzu sind die hier vorgeschlagenen Zielerreichungswerte in vielen Fällen auf deutlich besserem statistischem Niveau. Wie problematisch die Ableitung der Zielerreichungswerte ist, zeigt sich auch daran, dass von der EU (vgl. EEA 2007) zwar Indikatoren, aber keinerlei Zielerreichungswerte vorgeschlagen werden. Analoges gilt auch nach jahrelanger Entwicklung für die im Rahmen der Biodiversitätsstrategie in Deutschland entwickelten Indikatoren. Es werden kaum konkrete und/oder abgestimmte Zielerreichungswerte formuliert, bzw. wenn Zielerreichungswerte vorhanden sind, fehlen in Teilen die konkreten Indikatoren hierzu (vgl. KÜCHLER-KRISCHUN & PIECHOCKI 2008).

## 12.2 Transfer-Workshop mit Unternehmensvertretern

Desweiteren wurden am 09. November 2007 im Zementwerk Schelklingen ein Workshop mit Vertretern aus Unternehmen und Verbänden aus unterschiedlichen Teilbranchen der Steine und Erden-Industrie durchgeführt. Mit diesem Workshop sollte der Frage nachgegangen werden, ob das Verfahren aus Sicht beteiligter Unternehmen und Experten aus Industrieverbänden im praktischen Betrieb anwendbar erscheint. Dabei wurden die zu diesem Zeitpunkt vorliegenden Projektergebnisse vorgestellt und im Hinblick auf ihre Transferierbarkeit diskutiert. Die Arbeitsergebnisse sind im Anhang 1 zu diesem Schlussbericht dokumentiert.

Bei der Übertragung der Indikatoren auf andere Branchen der Steine und Erden-Industrie wie z.B. die Kalkindustrie, Ziegeleien oder die Kies- und Sandgewinnung muss allerdings berücksichtigt werden, dass hier teilweise Unternehmen bzw. Betriebe mit ganz anderem Zuschnitt anzutreffen sind. Dieser Aspekt hat im Workshop eine Rolle gespielt. Grundsätzlich lässt sich zunächst positiv festhalten, dass die Workshop-Teilnehmer die Diskussion um Biodiversität ganz überwiegend als Chance begreifen und die Verwendung entsprechender Nachhaltigkeitsindikatoren in allen Fällen mindestens bereits diskutiert wird, teilweise die Einführung auch schon geplant oder sogar durchgeführt wurde (vgl. Seite 4 der Workshop-Dokumentation). Allerdings ist zu berücksichtigen, dass es zwischen der Zementindustrie und anderen Steine und Erden-Branchen erhebliche Unterschiede gibt, die sich auch auf die Anwendbarkeit und Übertragbarkeit der entwickelten Faktoren niederschlagen. Dies gilt erstens für Unternehmensgrößen, die in anderen Steine und Erden-Branchen oftmals deutlich unter denen in der Zementindustrie liegen. In kleinen Unternehmen sind oftmals sowohl personell-fachliche wie auch finanzielle Ressourcen deutlich geringer, so dass für die Anwendung von Biodiversitätsindikatoren nicht derselbe Aufwand betrieben werden kann (vgl. Abschnitt 7.2).

Verschiedene Unternehmensvertreter äußerten bei dem Workshop Interesse, die entwickelten Indikatoren auch in ihren Betrieben anzuwenden und an einer erforderlichen Adaption und Weiterentwicklung mitzuwirken.

### **12.3 Stakeholder-Dialog**

Die Projektergebnisse sollten auch mit externen Stakeholdern aus Politik und Verwaltung, Naturschutzverbänden und Gewerkschaften diskutiert werden. Hierzu fand am 15.04.2008 in Bonn ein Stakeholder-Dialog statt. Hierzu konnte als Referent u.a. auch ein Vertreter der Generaldirektion Umwelt der EU-Kommission gewonnen werden, die gegenwärtig ihrerseits mit der Entwicklung eines Systems von Indikatoren zur Messung von Biodiversität im Zusammenhang mit industrieller Tätigkeit befasst ist. Ferner wurden Verfahren zum Schutz der Biodiversität im Zusammenhang mit gewerblichen Tätigkeiten in Tschechien vorgestellt. Die Projektergebnisse wurden von den Teilnehmern mit großem Interesse aufgenommen und insbesondere im Hinblick auf ihre praktische Umsetzbarkeit und Relevanz für Steinbruchbetriebe gewürdigt.

### **12.4 Website**

Um über das Projekt allgemein zu informieren und die Projektergebnisse weithin verfügbar zu machen, wurden entsprechende Inhalte im Internet veröffentlicht. Hierzu wurde die Website der Initiative für Nachhaltigkeit in der deutschen Zementindustrie unter der Adresse [www.initiative-nachhaltigkeit.de](http://www.initiative-nachhaltigkeit.de) genutzt, da das Projekt im Rahmen der Initiative initiiert und entwickelt wurde und die Website zudem in der Branche bekannt ist. Der Schlussbericht wird in seiner Kurzfassung seit April 2008 auf der Website zum Download angeboten.

## **13 Zusammenfassung und Fazit**

### **13.1 Einleitung**

#### **Der Erhalt der Biodiversität als zentrales Ziel der nachhaltigen Entwicklung**

Im Hinblick auf ökologische Nachhaltigkeit haben der Flächenschutz und die Biodiversität in den letzten Jahren in der Europäischen Union immer stärker an Bedeutung gewonnen. Hintergrund ist der sowohl in der EU als auch global fortschreitende Verlust an Lebensräumen und Arten, vor allem verursacht durch die intensive Nutzung der natürlichen Umwelt durch den Menschen. Durch die Einengung und Zerschneidung von Lebensräumen und Ökosystemen wird das Netz der ökologischen Wechselbeziehungen in großem Maße belastet. Die

Mitgliedstaaten der EU haben deshalb im Rahmen mehrerer Konferenzen beschlossen, den Rückgang an Biodiversität bis 2010 aufzuhalten. Die deutschen Bemühungen werden in der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie, dem Umwelt-Kernindikatoren-System des Umweltbundesamtes (KIS), der Länderinitiative Kernindikatoren (LIKI) und der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt gebündelt. Vor diesem Hintergrund soll in Europa ein System von Biodiversitätsindikatoren etabliert werden, mit denen Biodiversität gemessen und Maßnahmen zur Stabilisierung sowie zur Förderung der Biodiversität gesteuert werden können.

## **Biodiversität und Entwicklung der Zementindustrie**

Die Rohstoffgewinnung ist mit erheblichen Eingriffen in Natur und Landschaft verbunden. Die dafür benötigten Flächen werden allerdings nur vorübergehend genutzt – als Raumnutzung auf Zeit kann die Rohstoffgewinnung in geeignete regionale Entwicklungsstrategien eingepasst werden. Ein dreiteiliges Projekt, das Anfang 2003 abgeschlossen wurde, hat sich vor diesem Hintergrund mit dem Verhältnis zwischen der Gewinnung von Zementrohstoffen und dem Naturschutz befasst. Die Ergebnisse zeigen, dass Rohstoffgewinnung und Naturschutz keinen Gegensatz darstellen müssen. Allerdings fehlen bisher geeignete und v.a. allgemein anerkannte Instrumente, mit denen der Naturschutzwert von Abbaustätten in nachvollziehbarer Weise gemessen werden kann und die sich in das europäische und deutsche System von Biodiversitätsindikatoren eingliedern lassen. Die bis dato vorliegenden Vorschläge für Indikatoren berücksichtigen die Arten- und Strukturvielfalt betriebener Abbaustätten nicht, werden den spezifischen Bedingungen und Potenzialen von Abbaustätten nicht gerecht oder sind nur technisch orientiert.

### **13.2 Ziele und Vorgehensweise im Projekt**

Die Initiative für Nachhaltigkeit in der deutschen Zementindustrie setzte an diesem Problem an und wollte gemeinsam mit den Trägern der Projektgesellschaft mit dem hier vorgestellten Projekt „Nachhaltigkeits-Indikatoren für ein integriertes Rohstoff- und Naturschutzmanagement – Pilotprojekt im Zementwerk Schelklingen“ Nachhaltigkeitsinstrumente mit spezieller Zielrichtung Biodiversität zu einer besseren Abstimmung von Rohstoffgewinnung und Naturschutz entwickeln.

Das Projekt zielte auf eine Optimierung des Ausgleichs von Rohstoffgewinnung und Naturschutz. Konkret wurden hierzu Indikatoren zur qualitativen und quantitativen Messung der Biodiversität entwickelt und erprobt, um den naturschutzfachlichen Wert von Abbaustätten und die Wirkungen von Naturschutzmaßnahmen vor, während und nach dem Abbau messbar zu machen. Die Indikatoren wurden dann in einen Biodiversity Action Plan und Species Action Plan eingebunden. Diese integrieren Defizitanalyse, Forschung, Monitoring und Maßnahmenplanung.

Wesentlich für das Projekt war die Anpassung der Indikatoren auf die spezifischen Verhältnisse und Potenziale von Abbaustätten, um den Anforderungen der betrieblichen Praxis im Steinbruchbetrieb und des Naturschutzes gleichermaßen gerecht zu werden. Hierzu wurde

auch ein Monitoring-Programm entwickelt, das abbaubegleitend durchgeführt werden kann. Ein wichtiger Aspekt im Hinblick auf die „Alltagstauglichkeit“ bildete auch die Prüfung der Übertragbarkeit auf weitere Standorte der Zementindustrie sowie anderer Steine- und Erden-Branchen. Schlussendlich sollten die Indikatoren hinsichtlich potenzieller Schnittstellen zur naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung und zu Ökokonten geprüft werden.

Als Untersuchungsraum wurde der Steinbruch Vohenbronnen des Zementwerkes Schelklingen der HeidelbergCement AG inklusive seiner unmittelbaren Umgebung ausgewählt. Diese Abbaustätte eignete sich hierzu besonders gut, weil bereits Untersuchungsergebnisse aus dem Jahr 1993 vorlagen, die nun im Zuge des Projektes zur Erprobung der Indikatoren als Vergleichswerte herangezogen werden konnten.

Durchgeführt wurde das Projekt im Zeitraum Juli 2005 bis Dezember 2007 mit Unterstützung durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung. Eine fachliche Begleitung während der gesamten Projektlaufzeit erfolgte durch einen Beirat, in dem Vertreter aus Fachbehörden, Wissenschaft, Industrie und Gewerkschaft sowie Naturschutzverbänden beteiligt waren. Darüber hinaus wurde ein Workshop mit Experten von Unternehmen und Verbänden aus verschiedenen Steine- und Erden-Branchen durchgeführt, um die Ergebnisse zu diskutieren und ihre Übertragbarkeit zu prüfen. Im April 2008 wurde zudem ein sogenannter Stakeholderdialog durchgeführt, um die Projektergebnisse mit weiteren Vertretern der relevanten Fachöffentlichkeit aus Wissenschaft, Naturschutz, Gewerkschaften und Industrie zu diskutieren.

### **13.3 Ergebnisse des Projektes**

#### **13.3.1 Biotope, Flora und Fauna**

Im Zuge des Pilotprojekts erfolgte eine detaillierte Bestandserhebung von Natur und Landschaft durch mehrere Diplomarbeiten und eigenständige Erhebungen in den Jahren 2006 und 2007. Dies umfasste sowohl die Abbaustätte selbst (Fläche 100,9 ha) wie auch ein Umfeld von 500 m ab Steinbruchkante (Fläche 324,5 ha). Erhoben wurden umfangreiche Daten zu Biotopen und Flora, Vögeln, Amphibien, Libellen und Tagfaltern. Bei den Biotopen und der Flora erfolgte ein Vergleich mit den 1993 festgestellten Daten. Zusätzlich wurden innerhalb des Steinbruchs auch abiotische Standortfaktoren erfasst und die Erstellung und Verwendbarkeit GIS-basierter Habitatauswahlkarten diskutiert. Daneben wurden vorhandene Schutzgebiete und übergeordnete Planungen aufgearbeitet und für einen großflächigen Ausschnitt aus dem Landschaftsraum die kulturhistorische Landschaftsentwicklung untersucht.

1993 wurden im Steinbruch 380 und 2006 368 Pflanzenarten, im Umfeld 433 bzw. 444 Pflanzenarten nachgewiesen. Damit erreicht der Steinbruch 87,8 % bzw. 82,9 % der Artenzahl des Umfeldes. Die Zahl der gefährdeten Arten lag 1993 bei 12 und 2006 bei 11. Im Umfeld konnten 28 bzw. 27 gefährdete Arten nachgewiesen werden.

Insgesamt konnten im Steinbruch und seiner Umgebung 67 Vogelarten beobachtet werden. Im Steinbruch konnten insgesamt 55 Vogelarten nachgewiesen werden, davon 43 Brutvögel, 15 Nahrungsgäste und 6 Durchzügler. Im Umfeld wurden 60 Arten gezählt, darunter 38 Brut-

vögel, 24 Nahrungsgäste und 2 Durchzügler. Im Steinbruch leben überwiegend Vogelarten der offenen und halboffenen Kulturlandschaft. Im Bereich der offenen Schotterflächen und Geröllhalden brüten der Steinschmätzer (2-3 Brutpaare) und der Flussregenpfeifer (4-5 Brutpaare). Insgesamt sind 22 (33 %) der beobachteten Vogelarten gefährdet, 5 Vogelarten (8 %) sind in Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie aufgeführt.

Im Rahmen der Tagfaltererhebungen 2005 und 2006 konnten im Steinbruch und seinem Umfeld insgesamt 46 Tagfalterarten registriert werden. Davon kamen 39 Arten im Steinbruch vor und 33 Arten in seinem Umfeld. In der regionalen Roten Liste für die Schwäbische Alb werden 2 Arten als gefährdet geführt, 10 Arten finden sich in der Vorwarnliste. Landesweit gelten 7 der nachgewiesenen Arten als gefährdet, 14 finden sich in der Vorwarnliste. Nach der Roten Liste für die Bundesrepublik Deutschland ist *Melitaea didyma* (Roter Scheckenfalter) als stark gefährdet eingestuft, 9 Arten als gefährdet. Auf der Vorwarnliste werden 8 Arten geführt.

Im Zuge der Erhebung wurden 9 Amphibienarten nachgewiesen, die allesamt in den Gewässern des Steinbruchs vorkommen, während im Umfeld 5 Arten vorgefunden wurden. Stark gefährdet sind 3 Arten, 3 Arten werden auf der Vorwarnliste geführt.

Insgesamt wurden im Rahmen der Untersuchung 14 Libellenarten nachgewiesen. Im Steinbruch treten 11 Arten und im Umfeld 3 Arten auf. Gefährdet sind 3 Arten. Auch bei den Libellen sind die gefährdeten Arten auf den Steinbruch beschränkt.

Insgesamt ergibt sich folgendes Bild: Obwohl der Steinbruch eine wesentlich geringere Fläche als das untersuchte Umfeld hat, weist er bei den meisten Tier- und Pflanzenarten ähnlich hohe Werte auf als die Umfeldfläche. Darüber hinaus liegt die Zahl unterschiedlicher gefährdeter Tagfalter-, Libellen- und Amphibienarten im Steinbruch signifikant höher als im Umfeld.

### **13.3.2 Biodiversitätsindikatoren in Europa**

Zur Einbindung des im Rahmen des Modellprojekts zu entwickelnden Indikatorensets wurden die aktuell national und europaweit vorhandenen Biodiversitätsindikatoren ausgewertet. Ein besonderer Schwerpunkt lag dabei auf dem europaweiten Monitoringprogramm SEBI 2010 mit einem Indikatorenset von 26 Einzelindikatoren und auf der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt in Deutschland mit 19 Einzelindikatoren. Ein Teil der vorgeschlagenen Indikatoren konnte als Basis für das vorliegende Projekt übernommen werden. Hierzu gehören insbesondere die Indikatoren aus dem Teilbereich „Zustand und Trends der biologischen Vielfalt und ihrer Bestandteile“.

### **13.3.3 Monitoring**

Die Entwicklung eines aussagekräftigen und praktikablen Monitoring-Programms war ein weiterer zentraler Bestandteil des Modellprojekts, denn nur die langfristige Anwendung der entwickelten Indikatoren ermöglicht Rückschlüsse über die Entwicklung der Biodiversität eines betrachteten Raums und damit auch eine datengestützte Prognose über die Entwicklung

von Pflanzen- und Tierarten. Für die Durchführung eines solchen Monitorings kommen zunächst verschiedene Methoden in Betracht. Im Zuge des Projektes wurden drei Methoden eingehender untersucht und diskutiert:

- die vollständige Erfassung der Abbaustätte und ihres Umfelds,
- die Erfassung über Transekte (3 Varianten) und
- die Erfassung über Dauerflächen.

Die Anlage von Dauerflächen ist v.a. wegen der Abbaudynamik nicht zu empfehlen.

Die Auswertungen der Kenndaten der Transektmethode zeigen deutlich, dass die Schwankungen zwischen den unterschiedlichen Transektvarianten ganz erheblich sein können. Die statistische Absicherung der Methode ist nicht zu gewährleisten. Zudem basieren verschiedene Indikatoren auf der Verhältnisbildung von z.B. Fläche der Wanderbiotope zu Fläche des Steinbruchs. Diese Indikatoren können durch die Transektmethode – unabhängig von der statistischen Absicherung – nicht genügend ermittelt werden. Die vollständige Erfassung der gesamten Abbaustätte und ihres Umfeldes ist das aufwändigste Verfahren, liefert aber die mit Abstand besten und v.a. von jeder Unsicherheit freien Ergebnisse. Jeder der formulierten Indikatoren lässt sich ohne Einschränkung auf Basis dieser Datenerhebung berechnen. Als Monitoringmethode empfohlen wird somit trotz des höheren Aufwandes, aber mit dem Vorteil der umfassenderen und statistisch besser abgesicherten Datenbasis, die Erfassung der gesamten Abbaustätte und ihres Umfeldes.

#### **13.3.4 Handlungsvorgaben für Erhebungsmethodik und -umfang**

Im Zuge des Projektes wurden Empfehlungen über Methodik und Umfang entsprechender Erhebungen erarbeitet, die ein nach der Größe der Abbaustätte abgestuftes Untersuchungsprogramm zur Ermittlung der Grundlagendaten beinhalten. Der Erhebungsumfang orientiert sich an allgemein gültigen fachlichen Standards, reduziert diese aber in gewissem Umfang. Folgende Artengruppen werden als Standard vorgeschlagen: Biotope und Flora, Avifauna, Amphibien, Libellen, Tagfalter und Widderchen. Der Erhebungsumfang wird nach Größe der Abbaustätte differenziert.

#### **13.3.5 Abgrenzung der Lebensräume**

Die große Bedeutung von Steinbrüchen für den Arten- und Biotopschutz begründet sich im Wesentlichen aus der Vielzahl von kleinräumig verzahnten Teillebensräumen bzw. Entwicklungsbereichen für Flora und Fauna unterschiedlichen Alters im räumlichen und zeitlichen Kontext. Um ein langjähriges Monitoring innerhalb einer Abbaustätte und eine Vergleichbarkeit zwischen den Abbaustätten zu ermöglichen, wurden standardisierte Vorgaben zur Abgrenzung von Wanderbiotopen und Teillebensräumen erarbeitet. Folgende Handlungsvorgaben wurden formuliert:

- Teillebensräume, die aufgrund fehlender oder lückiger Flora / Vegetation nicht als Gesellschaften oder als Biotoptypen eingestuft werden können, sind nach der Systematik „Teillebensräume“ zu klassifizieren.
- Teillebensräume, die zwar ausreichend Vegetation aufweisen, jedoch nicht den gängigen Biotopklassifizierungen entsprechen, sind nach den dominanten Pflanzenarten als Gesellschaften einzustufen.
- Ist eine zwanglose Klassifizierung nach den gängigen Biotopschlüsseln möglich, sind diese Einstufungen heranzuziehen.

### 13.3.6 Entwicklung von Biodiversitätsindikatoren

Zentraler Bestandteil des Projekts war die Entwicklung eines aussagekräftigen und praktikablen Indikatorensets, mit dem die Biodiversität und ihre Dynamik gemessen und bewertet werden kann. Da die aktuell vorhandenen nationalen und europäischen Biodiversitätsindikatoren nur in Teilen für das Projekt Verwendung finden konnten, wurden eigene Indikatoren entwickelt. Dabei lassen sich die potenziellen Indikatoren nach den drei Organisationsebenen „Ökosystemare Ebene“ (Indikatorenset „Lebensräume“), „Organismische Ebene“ (Indikatorenset „Artenvielfalt“) und „Genetische Ebene“ (Indikatorenset „Genetische Vielfalt“) gliedern.

In einem ersten Schritt wurden 56 Indikatoren erstellt, wobei auf das Indikatorenset „Lebensräume“ insgesamt 31 Indikatoren entfallen (3 auf den Teilbereich „Lebensräume“, 9 auf den Teilbereich „Folgenutzung“, 5 auf den Teilbereich „Wanderbiotope“, 7 auf den Teilbereich „Gefährdete Biotope“ und 7 auf den Teilbereich „Strukturvielfalt und abiotische Faktoren“). Das Indikatorenset „Artenvielfalt“ enthält insgesamt 21 Indikatoren, davon 5 für den Teilbereich „Artenzahlen“, 7 für den Teilbereich „Populationsgrößen“, 8 für den Teilbereich „Wertgebende Arten“ und 1 für den Teilbereich „Störung charakteristischer Arten“. Das Indikatorenset „Genetische Vielfalt“ ist nicht weiter unterteilt und beinhaltet insgesamt 4 Indikatoren. Bei der Entwicklung der Indikatoren hat sich die Ableitung der Zielerreichungswerte als einer der kritischsten Punkte herausgestellt.

Aus den insgesamt 56 Indikatoren konnten aufgrund umfangreicher Datenanalysen und Diskussionen 10 Indikatoren ausgewählt werden, die als geeignet eingestuft wurden und im Rahmen einer Testphase erprobt werden sollten (vgl. Tabelle unten). Sie umfassen im Indikatorenset „Lebensräume“ insgesamt 3 Indikatoren, wobei je ein Indikator aus den Teilbereichen „Lebensräume“, „Folgenutzung“ und „Wanderbiotope“ stammt. Das Indikatorenset „Artenvielfalt“ enthält insgesamt 7 Indikatoren, wovon 4 Indikatoren dem Teilbereich „Artenzahlen“ und 3 Indikatoren dem Teilbereich „Wertgebende Arten“ zugeordnet sind.

Indikator	Berechnung
-----------	------------

Indikatorenset „Lebensräume“

Indikator	Berechnung
<b>Teilbereich Lebensräume</b>	
▪ Anzahl der Lebensräume Var. 2	Anzahl der Lebensräume der Abbaustätte / Fläche der Abbaustätte (ha)
<b>Teilbereich Folgenutzung</b>	
▪ Folgenutzung Var. 7	Fläche der Abbaustätte mit Folgenutzung Naturschutz (ha) / Fläche Abbaustätte (ha) - Fläche der Abbaustätte mit Folgenutzung Kulturlandschaft (ha) / Fläche der Abbaustätte (ha)
<b>Teilbereich Wanderbiotope</b>	
▪ Flächenanteil der Wanderbiotope Var. 1	Fläche der Wanderbiotope der Abbaustätte (ha) / Fläche der Abbaustätte (ha)

**Indikatorenset „Artenvielfalt“**

<b>Teilbereich Artenzahlen</b>	
▪ Artenzahl Var. 2	Artenzahl der Pflanzenarten der Abbaustätte / Fläche der Abbaustätte (ha)
▪ Artenzahl Var. 3	Artenzahl der Pflanzenarten der Abbaustätte / Artenzahl der Pflanzenarten im Umfeld
▪ Artenzahl Var. 4	Artenzahl ausgewählter Tiergruppen der Abbaustätte / Fläche der Abbaustätte (ha)
▪ Artenzahl Var. 5	Artenzahl ausgewählter Tiergruppen der Abbaustätte / Artenzahl ausgewählter Tiergruppen im Umfeld
<b>Teilbereich wertgebende Arten</b>	
▪ Anteil gefährdeter Arten Var. 5	Anteil gefährdeter Arten der Abbaustätte / Anteil gefährdeter Arten im Umfeld
▪ Anzahl gefährdeter Arten Var. 7	Anzahl der Arten an einer vorgegebenen taxozönosenbezogenen Artenliste / Gesamtartenzahl einer vorgegebenen taxozönosenbezogenen Artenliste
▪ Arten der Species Action Plans	Vorkommen und/oder Individuenzahl der Arten der Species Action Plans

Sehr leicht zu ermitteln sind die Indikatoren Artenzahl Var. 2 und Artenzahl Var. 3, die damit als Basisindikatoren eingesetzt werden können. Zusätzlich wurden noch 18 Indikatoren ausgewählt, die allerdings derzeit überwiegend durch mangelnde Ableitbarkeit der Zielerreichungswerte nur eingeschränkt geeignet sind. Für jeden der ausgewählten Indikatoren wurden eine Bezeichnung entwickelt, der Indikator formelmäßig mit Einheit und Genauigkeit, Ziel, Monitoring, Zielerreichungswerte und Skalierung dargestellt. Abschließend wurde für die Abbaustätte Vohenbronnen der Indikatorwert berechnet.

Zudem wurde eine Handlungsvorgabe formuliert, die ein je nach Größe der Abbaustätte zusammengesetztes Indikatorenset beinhaltet. Dies hat zur Folge, dass innerhalb einzelner Indikatoren je nach der Anzahl der erhobenen Artengruppen mehrere Indikatorwertermittlungen möglich sind.

### 13.3.7 Zielerreichungswerte

Bei der Entwicklung der Indikatoren hat sich die Ableitung der Zielerreichungswerte als besonders anspruchsvoller Punkt herausgestellt. Trotz der vorliegenden umfangreichen Daten aus Abbaustätten sind die Zielerreichungswerte vor allem hinsichtlich der Fauna nicht ausreichend fixierbar, da die Datenlage zu heterogen und trotz der umfangreichen Daten zu lückenhaft ist. Einzelne der diskutierten Indikatoren mussten deshalb zumindest vorläufig ausgeschlossen werden, obwohl sie prinzipiell als gut geeignet erscheinen. Ein Beispiel hierfür sind die Indikatoren, die auf Populationszahlen von Tier- oder Pflanzenarten zurückgreifen.

### 13.3.8 Local Biodiversity Action Plan

Neben den Indikatoren wurde für den Steinbruch Vohenbronnen ein Local Biodiversity Action Plan erarbeitet, der aus einem Habitat Action Plan und einem Species Action Plan besteht. Ziel eines Local Action Plans ist die Erstellung eines Maßnahmen- und Entwicklungsplans unter Einbeziehung der verschiedenen überregionalen und lokalen Ziel- und Maßnahmenkonzepte. Nach Auswertung dieser Ziel- und Maßnahmenkonzepte und unter Berücksichtigung der standörtlichen Voraussetzungen wurden für den Steinbruch Vohenbronnen Habitat Action Plans für den Wanderbiotopkomplex „temporäre bis perennierende Kleingewässer mit wechselfeuchten Pionier- und Ruderalfluren“ und für „Kalk-Magerrasen“ aufgestellt. Species Action Plans wurden für die folgende fünf Tierarten und eine Pflanzenart entwickelt: die Libellenart *Orthetrum coerulescens* (Kleiner Blaupfeil), die Vogelarten *Crex crex* (Wachtelkönig), *Perdix perdix* (Rebhuhn), *Bubo bubo* (Uhu) und *Charadrius dubius* (Flussregenpfeifer) und die Pflanzenart *Linum flavum* (Gelber Lein).

### 13.3.9 Schnittstellen zur Eingriffsregelung und Ökokonto

Abschließend wurden für das Projekt die Schnittstellen zur Eingriffsregelung und zum Ökokonto erarbeitet und diskutiert. Die entwickelten Indikatoren beziehen sich zwar auf die betriebene Abbaustätte und ihre rekultivierten bzw. renaturierten Flächen und nehmen keinen direkten Bezug zu Erweiterungsplanungen. Gleichwohl ergeben sich bei einer Anwendung der Indikatoren Querverbindungen zum allgemeinen Rahmen, der den Betrieb und ggf. die Erweiterung von Steinbrüchen regelt: So kann das Monitoring für die Indikatoren gleichzeitig der Qualitätssicherung der Kompensationsmaßnahmen aus der Eingriffsregelung dienen. Die gewollte Förderung von Renaturierungsmaßnahmen beeinflusst direkt die Art und Weise von Kompensationsmaßnahmen. Die Umsetzung der Indikatoren kann als Ausgleich für die Kompensation des time lags herangezogen werden. Und schließlich liefern die Indikatoren auch wichtige Informationen über die europäisch geschützten Arten.

### 13.3.10 Übertragbarkeit

Im Rahmen der Indikatorenentwicklung wurden alle verfügbaren Daten zu Tieren und Pflanzen aus Abbaustätten (z.B. TRÄNKLE 1997, GILCHER / TRÄNKLE 2005, BDZ / VDZ 2003, nicht veröffentlichtes Material) herangezogen und auf ihre Verwertbarkeit hinsichtlich der unterschiedlichen Indikatoren geprüft. Erste Auswertungen zeigen, dass trotz der heterogenen Datenlage im Prinzip von einer Übertragbarkeit entsprechender Indikatorensets auf andere Steine und Erden-Betrieb ausgegangen werden kann. Dies ist vor allem auch deshalb der Fall, weil die Indikatoren im Laufe des Projektes sukzessiv von relativ komplexen Ideen und Ausgestaltungen auf das Komplexitätslevel der von der EEA (2007) entwickelten Indikatoren angepasst wurden.

Das Projekt wurde in diesem Zusammenhang auch Vertretern von anderen Unternehmen und Verbänden aus der Steine- und Erden-Industrie in einem Workshop vorgestellt und mit ihnen diskutiert. Dabei zeigte sich, dass das Ziel einer Förderung der Biodiversität in Abbaustätten für die Mehrzahl der Unternehmen als Chance (und nicht etwa als Risiko) eingestuft wird. Auch planen oder zumindest diskutieren die meisten beteiligten Unternehmen die Einführung von Nachhaltigkeitsindikatoren. Gleichwohl ist im Workshop deutlich geworden, dass die Anwendungsbedingungen für Indikatoren und Monitoring-Programme zwischen den einzelnen Branchen und Unternehmen sehr unterschiedlich sind. Die am Beispiel des Zementwerkes Schelklingen entwickelten Indikatoren erscheinen vor diesem Hintergrund als großer Fortschritt in Richtung praktikabler Instrumente. Dennoch müssen individuelle Ausgangsbedingungen berücksichtigt und die hier aufgezeigten Ansätze für Biodiversitätsindikatoren in verschiedenen Abbaustätten getestet werden.

## 13.4 Fazit

Die Ergebnisse und Erfahrungen des Projektes zeigen, dass Indikatoren und darauf basierende Monitoring-Programme geeignete Instrumente sein können, um Biodiversität und deren Entwicklung in Steinbrüchen der Steine- und Erden-Industrie zu messen und zu bewerten – sofern diese Instrumente an die spezifischen Bedingungen solcher Abbaustätten angepasst sind. Letzteres ist allerdings heute auf der Basis der von der EU vorgeschlagenen Indikatoren noch nicht in ausreichender Weise der Fall. Im Zuge des Projektes konnten in dieser Hinsicht deutliche Fortschritte erreicht werden.

Gleichwohl besteht weiterer Forschungsbedarf. So müssen die ausgewählten Indikatoren einer Testphase in möglichst vielen verschiedenen Abbaustätten (Nass- und Trockenabbau, unterschiedliche Gesteine, Größen und naturräumliche Lagen) unterzogen werden. Ferner sind die Zielerreichungswerte für die einzelnen Indikatoren zu verifizieren.

Zwar ist festzuhalten, dass eine Übertragung auf andere Werke und Unternehmen und erst recht auf andere Steine- und Erden-Branchen mit ihren jeweils spezifischen Bedingungen noch eine weitere Differenzierung und Anpassung der entwickelten Methoden erfordert. Die Projektergebnisse lassen aber vermuten, dass sich ein generelles Indikatorensystem entwickeln lässt, das den jeweiligen örtlichen Standortbedingungen gerecht werden kann. Dies

sollte im Zentrum zukünftiger Arbeiten stehen. Wichtig für die Weiterentwicklung der Projektergebnisse ist zudem die Diskussion mit der relevanten Fachöffentlichkeit.

## 14 Literatur

- Achtziger et al. (2004): Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt – ein Indikator für den Zustand von Natur und Landschaft in Deutschland. Hrsg.: BfN (Bundesamt für Naturschutz). Münster. 137 S.
- Ag Bodenkunde (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Hrsg.: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und den Staatlichen Geologischen Diensten der Bundesrepublik Deutschland, 5. Aufl.: 438 S.
- Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg (Hrsg., 1997): Nachhaltige Entwicklung in Baden-Württemberg – Statusbericht –. Präsentation. Stuttgart. 92 S.
- Basten, M. (2002): Investitionen, Rohstoffe und Naturschutz – Aspekte nachhaltiger Entwicklung am Beispiel der Zementindustrie in Nordrhein-Westfalen. In: ZKG INTERNATIONAL 54 (2002) 3: 54 ff.
- Bauer, H.-G.; Dienst, M.; Jacoby, H. (1993): Habitatansprüche, Verbreitung und Bestandsentwicklung röhrichtbewohnender Singvogelarten am Bodensee-Untersee - mit einer Darstellung der Schilfproblematik. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 68: 47-78.
- BDZ/VDZ (Bundesverband der Deutschen Zementindustrie e.V./Verein Deutscher Zementwerke e.V.; Hrsg.) (2001): Naturschutz und Zementindustrie. Projektteil 1: Auswertung einer Umfrage. Bearbeitet von Tränkle, U.; Röhl, M. Verlag Bau + Technik, Düsseldorf. 40 S.
- BDZ/VDZ (Bundesverband der Deutschen Zementindustrie e.V./Verein Deutscher Zementwerke e.V.; Hrsg.) (2002): Naturschutz und Zementindustrie. Projektteil 3: Management-Empfehlungen. Bearbeitet v. Beißwenger, T.; Tränkle, U.; Hehmann, M. Verlag Bau + Technik, Düsseldorf. 26 S.
- BDZ/VDZ (Bundesverband der Deutschen Zementindustrie e.V./Verein Deutscher Zementwerke e.V.; Hrsg.) (2003): Naturschutz und Zementindustrie – Projektteil 2: Literaturstudie. Bearbeitet von Tränkle, U., Offenwanger, H., Röhl, M., Hübner, F. & Poschlod, P. Verlag Bau + Technik, Düsseldorf. 107 S.
- Bennett, N. (2002): Sector Analysis: Minerals and aggregates. 10 pp.
- Bezzel, E. (1985): Kompendium der Vögel Mitteleuropas; *Nonpasseriformes*. Aula Verlag, Wiesbaden: 1-792.
- Bezzel, E. (1993): Kompendium der Vögel Mitteleuropas; Passeres - Singvögel. 766 S., Wiesbaden.
- Bischoff, C.; Dröschmeister, R. (eds) (2000): European Monitoring for Nature Conservation. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 62. 199 S.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Referat Öffentlichkeitsarbeit; Hrsg.) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt vom Bundeskabinett am 7. November 2007 beschlossen. 180 S.
- Böhmer, J.; Kreusel, B.; Rahmann, H. (1995): Vergleichende Untersuchungen zur Sukzession von Steinbrüchen unter besonderer Berücksichtigung des Naturschutzes. Faunistischer Teil. Veröff. PAÖ 12: 179-188.

- Böhmer, J.; Rahmann, H. (1993): Vergleichende Untersuchungen zur Sukzession von Steinbrüchen unter besonderer Berücksichtigung des Naturschutzes - Faunistischer Teil. 1. Veröff. PAÖ 7: 143-154.
- Böhmer, J.; Rahmann, H. (1994): Vergleichende Untersuchungen zur Sukzession von Steinbrüchen unter besonderer Berücksichtigung des Naturschutzes - Faunistischer Teil. Veröff. PAÖ 8: 369-380.
- Böhmer, J.; Rahmann, H. (1996): Vergleichende Untersuchungen zur Sukzession von Steinbrüchen unter besonderer Berücksichtigung des Naturschutzes - Faunistischer Teil. Unveröffl. Abschlussbericht Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe. 119 S.
- Böhmer, J.; Rahmann, H. (1997): Faunistische Aspekte der Sukzession, der Rekultivierung und des Naturschutzes in Steinbrüchen Südwestdeutschlands. In: Poschlod, P.; Tränkle, U.; Böhmer, J.; Rahmann, H. (Hrsg.): Steinbrüche und Naturschutz, Sukzession und Renaturierung. Umweltforschung in Baden-Württemberg. ecomed: 329-485.
- Bonn, S., Poschlod, P. (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. Quelle & Meyer Verlag, Wiesbaden. 404 S.
- Born, I. (2006): Ansätze zur Entwicklung von Biodiversitätsindikatoren für eine nachhaltige Rohstoffgewinnung – Pilotprojekt im Zementwerk Schelklingen der HeidelbergCement AG. Unveröff. Diplomarbeit. Schelklingen. 108 S.
- Breunig, T.; Demuth, S.; Höll, N. (2001): § 24a-Kartierung Baden-Württemberg. Kartieranleitung für die besonders geschützten Biotope nach § 24a Naturschutzgesetz. Fachdienst Naturschutz, Naturschutz-Praxis Allgemeine Grundlagen 2.
- Chovanes, A.; Koller-Kreimel, V. (1999): Indikatoren einer Nachhaltigen Nutzung von Oberflächengewässern. In: Umweltindikatoren für Österreich – Regionale und nationale Maßzahlen zur Dokumentation der Umweltsituation auf dem Weg zu einer nachhaltigen Entwicklung. Hrsg.: Umweltbundesamt (UBA). Wien.
- Commission of the European Communities (2006): Halting the loss of biodiversity by 2010 — and beyond. Sustaining ecosystem services for human well-being. Annexes to the Communication from the Commission. Technical Annex. 14 pp.
- Deuschle, J.; Gilcher, S.; Messlinger, U.; Offenwanger, H.; Tränkle, U. (2003): Die Bedeutung von Steinbrüchen für den Arten und Biotopschutz am Beispiel Bayerns. Akad. Geowiss. Hannover, Veröffl. 23: 78-88.
- Dicke, A. (1989): Renaturierungsplanung für Kalksteinbrüche im nördlichen Sauerland - dargestellt am Beispiel verschiedener Abbauflächen bei Warstein, Kreis Soest -. Unveröffl. Diplomarbeit an der Universität-Gesamthochschule Paderborn, Abteilung Höxter, Fachbereich 7, Studiengang Landschaftspflege. 111 S.
- EEA (European Environment Agency) (2007): Halting the loss of biodiversity by 2010: Proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe. EEA Technical report No 11/2007. 186 pp.
- EEA (European Environmental Agency) (1997): Information for improving Europe's environment ([http://themes.eea.eu.int/Sectors\\_and\\_activities/transport/indicators](http://themes.eea.eu.int/Sectors_and_activities/transport/indicators)).
- English Nature, Quarry Products Association and Silica & Moulding Sands Association (1999). *Biodiversity and minerals – Extracting the benefits for wildlife*. Published by Entec UK Ltd.
- Fernández, P.; Möllerherm, S. (2004): Bildung und Bewertung von Indikatoren für eine nachhaltige Entwicklung bei der bergmännischen Gewinnung nicht-energetischer mineralischer Rohstoffe in Deutschland. Im Auftrag der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. INSTITUT FÜR BERGBAUKUNDE I der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen.

- Gilcher, S. (1995): Lebensraumtyp Steinbrüche. Landschaftspflegekonzept Bayern II/17. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (Hrsg.): 176 S.
- Gilcher, S.; Bruns, D. (1999): Renaturierung von Abbaustellen. Praktischer Naturschutz. Hrsg.: E. Jedicke. Ulmer Verlag. 355 S.
- Gilcher, S.; Tränkle, U. (2005): Steinbrüche und Gruben Bayerns und ihre Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz. Hrsg.: Bayerischer Industrieverband Steine und Erden e. V., Bayerisches Landesamt für Umwelt. 199 S.
- Glutz v. Blotzheim, U. N. et al. (1966-82): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Wiesbaden, 9 Bände.
- Hintermann, U.; Weber, D.; Zangger, A. (2000): Biodiversity monitoring in Switzerland. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 62: 47-58.
- Hölzinger, J. (1987): Die Vögel Baden-Württembergs, Bd. 1.2: Gefährdung und Schutz - Artenschutzprogramm Baden-Württemberg, Artenhilfsprogramme. Karlsruhe.
- Hölzinger, J. (1997): Die Vögel Baden-Württembergs, Band 3.2 - Singvögel 2. Ulmer, Stuttgart, 939 S.
- Hölzinger, J. (1999): Die Vögel Baden-Württembergs, Band 3.1 - Singvögel 1. Ulmer, Stuttgart, 861 S.
- Hölzinger, J.; Boschert, M. (2001): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 2.2: Nicht-Singvögel 2. Verlag Eugen Ulmer. 880 S.
- Hölzinger, J.; Mahler, U. (2002): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 2.3: Nicht-Singvögel 3. 547 S.
- Jedicke, E. (2000): Biodiversitäts-Indikatoren zur Bewertung von Nachhaltigkeit in Baden-Württemberg. Studie im Rahmen des Projektes „Statusbericht Nachhaltige Entwicklung in Baden-Württemberg“. Arbeitsberichte der TA-Akademie 162. 92 S.
- Kiemstedt, H.; Mönnecke, M.; Ott, S. (1996a): Methodik der Eingriffsregelung. Teil II: Analyse. Schriftenreihe der Länderarbeitsgemeinschaft für Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (LANA) 5.
- Kiemstedt, H.; Mönnecke, M.; Ott, S. (1996b): Methodik der Eingriffsregelung. Teil III: Vorschläge zur bundeseinheitlichen Anwendung der Eingriffsregelung nach § 8 Bundesnaturschutzgesetz. Schriftenreihe der Länderarbeitsgemeinschaft für Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (LANA) 6.
- Kiemstedt, H.; Ott, S. (1994): Methodik der Eingriffsregelung. Teil I: Synopse. Schriftenreihe der Länderarbeitsgemeinschaft für Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (LANA) 4.
- Küchler-Krischun, J.; Piechocki, R. (2008): Die nationale Biodiversitätsstrategie Deutschlands. A national biodiversity strategy for Germany. Natur und Landschaft 1: 12-18.
- Kundel, W.; Schreiber, K.-F.; Vogel, A. (1987): Spontane Vegetation in Kalksteinbrüchen des Teutoburger Waldes. Empfehlungen zur Renaturierung und Landschaftspflege. Münsterschen Geographischen Arbeiten 26: 131-146.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1999): Naturschutzrechtliche Eingriffsregelung im Außenbereich - Grundzüge. Fachdienst Naturschutz; Naturschutz-Praxis Eingriffsregelung. Merkblatt 1. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) 8/99: 4 S.
- LfU Baden-Württemberg (Hrsg.) (2001): Arten, Biotope, Landschaft. Schlüssel zum Erfassen, Beschreiben, Bewerten. Fachdienst Naturschutz. Naturschutzpraxis. Allgemeine Grundlagen 1. 321 S.
- Loske, R. (1984): Steinbrüche als Amphibienlebensräume. Beobachtungen aus dem Kreis Soest. Natur und Landschaft 3: 91-94.
- Ministerium für Umwelt und Verkehr Ba.-Wü. (2000): Umweltplan Baden-Württemberg. Stuttgart.

- MLR (Ministerium Ländlicher Raum) (1998): Leitfaden für die Eingriffs- und Ausgleichsbewertung bei Abbauvorhaben. Fachdienst Naturschutz: Eingriffsregelung. 31 S.
- Müller, N. (1990): Die Entwicklung eines verpflanzten Kalkmagerrasens. Erste Ergebnisse von Dauerbeobachtungsflächen in einer Lechhaide. *Natur und Landschaft* H. 1: 21-27.
- Müller-Pfannenstiel, K.; Tränkle, U.; Beißwenger, T.; Müller, W. (2003): Empfehlungen zur naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung bei Rohstoffabbauvorhaben. Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz Bonn - Bad Godesberg. 149 S.
- Neuhaus, F.-J. (1987): Zur Bedeutung und Behandlung von Steinbrüchen als Sekundärbiotope. Sonderdruck aus "Die Naturstein-Industrie", Ausgabe 6/87. 7 S.
- Oberdorfer, E. (1992-1993): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil I-IV. Insg. 1986 S.
- Ostendorp, W. (1993): Schilf als Lebensraum. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 68: 173 - 280.
- Ottersbach, U. (1990): Rekultivierungskonzept. Regionalverband Donau-Iller (Hrsg.). Neu-Ulm.
- Otto, A. (1992): Die Vegetationsentwicklung in Naßbaggerungen der bayerischen Donauebene. Eine Bilanz des floristischen Inventars in Abhängigkeit von Abgrabungsmerkmalen. *Libri Botanici* 4: 115 S.
- Pfadenhauer, J. (1993): Vegetationsökologie: ein Skriptum. Eching: IHW-Verlag: 301 S.
- Plachter, H., Bernotat, D., Müssner, R., Riecken, U. (2003): Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. Ergebnisse einer Pilotstudie. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): 70. 566 S.
- Poschlod, P. (1985): Flora und Vegetation in Materialentnahmestellen (Plattenkalk-, Treuchtlinger Marmor-Steinbrüche, Sandgruben) des Landkreises Weissenburg-Gunzenhausen u. ihre Bedeutung aus der Sicht des Naturschutzes. Unveröffl. Studie im Auftrag der LfU Bayern. 44 S.
- Poschlod, P., Tränkle, U. (1997): Steinbrüche und Folgenutzung Naturschutz – Perspektive oder Konflikt? – In: Poschlod, P., Tränkle, U., Böhrner, J., Rahmann, H. (Hrsg.): Steinbrüche und Naturschutz. Sukzession und Renaturierung: 5-15. ecomed Verlag. Landsberg.
- Poschlod, P.; Muhle, H. (1985): Beobachtungen zur Vegetations- und Bodenentwicklung in Kalksteinbrüchen der Schwäbischen Alb. *Münstersche Geographische Arbeiten* 20: 199-212.
- Poschlod, P.; Tränkle, U. & Kohler, A. (1993): Möglichkeiten, Grenzen und offene Fragen zur Folgenutzung "Naturschutz in Materialentnahmestellen aus vegetationskundlicher Sicht am Beispiel von Steinbrüchen". *Veröffentlichung Projekt angewandte Ökologie (PAÖ)* 7: 127-132.
- Rademacher, M. (1988): Rückgang von Schilfbeständen am Oberrhein. *Junge Wissenschaft* 3(9): 39-43.
- Rademacher, M. (1998/1999): Die Bedeutung von Kleingewässern in Kiesgruben für Libellen (Odonata) – Ein Fallbeispiel aus der südbadischen Trockenaue. – *Ber. Naturf. Ges. Freiburg i.Br.*, 88/89: 185-222.
- Rademacher, M. (2000): Sukzession in Kiesgruben als Vorbild für die Rekultivierung? *Culterra* 26: 33-52.
- Rademacher, M. (2001): Untersuchungen zur Vegetationsdynamik anthropogener Kiesflächen am Oberrhein unter Berücksichtigung landschaftsökologischer und naturschutzfachlicher Belange. - Inaugural-Dissertation, Fakultät für Biologie der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i.Br., 311 S. + Anhang.
- Rademacher, M. (2001-2004o.J.): Libellenkundliche Kartierungen in den Steinbrüchen: Burglengelfeld, Lengfurt, Nußloch und Neumarkt.

- Rademacher, M. (2002): Die Pflanzen- und Tierwelt der Steinbrüche Locksberg/Klettenberg und Homburger Höhe Zementwerk Lengfurt. Grundlagenerhebung 2001/2002. HeidelbergCement Technology Center GmbH: 73 S.
- Rademacher, M.; Tränkle, U. (2006): Optimising the balance between quarrying and nature conservation. *Mining Environmental Management*. October 2006: 16-18.
- Rademacher, M.; Tränkle, U. (2007): Sowing trials for establishing woodland stands on untreated soils. *Cement International* 4/2007, Vol. 5: 73-85.
- Raw Materials Supply Group (2001): EU extractive industry: SDIs for 2001. A report from the Raw Materials Supply Group. European Commission. 4 pp.
- Raw Materials Supply Group (2006): EU Non-Energy Extractive Industry Sustainable Development Indicators 2001-2003. A report from the Raw Materials Supply Group. European Commission. 30 pp.
- Regionalverband Donau-Iller (1987): Regionalplan Donau-Iller, Neu-Ulm.
- Rennwald, E. (Bearb.) (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands - mit Datenservice auf CD-ROM -. Schriftenreihe für Vegetationskunde 35: 799 S.
- Schlumprecht, H. 1999 (Bearbeiter): Handbuch landschaftsökologischer Leistungen - Empfehlungen zur aufwandbezogenen Honorarermittlung. Veröffentlichungen der VUBD, Band 1. 3. überarbeitete und erweiterte Auflage. Selbstverlag der VUBD. Nürnberg 1999, 259 S.
- Schmeisky, H.; Tränkle, U.; Reimann, M. (2002): Gipsabbau und Naturschutz – kein Widerspruch. Bundesverband der Gips- und Gipsbauplattenindustrie e.V. (Hrsg.): Quarry-Environment Heft 1: 8 S.
- Schuster, H.-J. (1984): Schaffung von Trockenbiotopen - Anlage, Bedingungen, Substrate. In: Schutz von Trockenbiotopen: Trockenstandorte aus zweiter Hand. Laufener Seminarbeiträge 5: 8-22.
- Skaller, P.M. (1977): The ecology of natural plant colonization in a limestone quarry. In: Limestone quarries: response to land use pressure. Papers from a conference held February 15-18, 1977 in Syracuse, New York. Published by: Allied Chemical Corporation Jamesville Quarry, Jamesville, New York 13078. 40-71.
- Stadler, J.; Korn, H. (2008): Das Übereinkommen über die Biologische Vielfalt. Auf dem Weg zur 9. Vertragsstaatenkonferenz in Deutschland. *Natur und Landschaft* 1: 2-6.
- Steimle, B. (2006): GIS-gestützte Rekonstruktion des Kulturlandschaftswandels im Bereich des Steinbruchs Vohenbronnen auf der Schwäbischen Alb seit Beginn des 19. Jahrhunderts – ein Beitrag zum Pilotprojekt im Zementwerk Schelklingen. Unveröff. Diplomarbeit. 141 S.
- Sternberg, K.; Buchwald, R. (1999): Die Libellen Baden-Württembergs 1: Allgemeiner Teil: Kleinlibellen (Zygoptera). Ulmer Verlag Stuttgart. 468 S.
- SUSA Wegweiser (2006): Nachhaltigkeit und Naturschutz in Steinbrüchen messbar machen. Steinbruch und Sandgrube 9: 36.
- Tränkle, U. (1997): Vergleichende Untersuchungen zur Sukzession von Steinbrüchen und neue Ansätze für eine standorts- und naturschutzgerechte Renaturierung. In: Poschlod, P., Tränkle, U., Böhmer, J., Rahmann, H. (Hrsg.): Steinbrüche und Naturschutz, Sukzession und Renaturierung. *Umweltforschung in Baden-Württemberg*: 1-327. ecomed Verlag, Landsberg.
- Tränkle, U. (2000): Steinbrüche. In: Konold, W., R. Böcker & U. Hampicke (Hrsg.): *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*. ecomed. Teil XIII-7.25: 16 S.
- Tränkle, U.; Beißwenger, T. (1999): Naturschutz in Steinbrüchen. *Naturschutz, Sukzession, Renaturierung*. Schriftenreihe der Umweltberatung im ISTE Baden-Württemberg 1: 83 S.

- Tränkle, U.; Böcker, R. (2001): Rekultivierung und Renaturierung von Steinbrüchen und Kiesgruben. - Geographische Rundschau Jahrgang 53, Heft 9: 48-51.
- Tränkle, U.; Poschlod, P. (1994): Vegetationskundliche Untersuchungen zur Sukzession von Steinbrüchen unter besonderer Berücksichtigung des Naturschutzes. - Erste Ergebnisse zum Einfluss der Umgebungsvegetation auf die Vegetationsentwicklung und zur gelenkten Sukzession mit Hilfe von Mähgut. Veröff. PAÖ 8: 353-367.
- Tränkle, U.; Poschlod, P. (1994): Vergleichende Untersuchungen zur Sukzession von Steinbrüchen unter besonderer Berücksichtigung des Naturschutzes - Ergebnisse und Schlussfolgerungen. Veröff. PAÖ 12: 167-178.
- Tränkle, U.; Poschlod, P.; Kohler, A. (1992): Steinbrüche und Naturschutz: Vegetationskundliche Grundlagen zur Schaffung von Entwicklungskonzepten in Materialentnahmestellen am Beispiel von Steinbrüchen. Veröffentlichungen Projekt "Angewandte Ökologie". Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe 4. 133 S.
- Tränkle, U.; Poschlod, P.; Kohler, A. (1993): Untersuchungen zur Folgenutzung Naturschutz in anthropogen geschaffenen Strukturen am Beispiel der Kalksteinbrüche im Blautal. I. Grundlagen und vegetationskundlicher Teil. 25. Hrsg.: A. Kohler u. R. Böcker. Hohenheimer Umwelttagung 25: 161-166.
- Tränkle, U.; Poschlod, P.; Kohler, A. (1993): Vegetationskundlich-landschaftsökologische Untersuchungen zur Sukzession in Steinbrüchen. - Beeinflussende Faktoren und mögliche Entwicklungskonzepte für die Folgenutzung Naturschutz -. Veröff. PAÖ 7: 133-142.
- Waldi, M. (2006): Populationsökologische Untersuchung der Amphibien und Libellen im Steinbruch Vohenbronnen und der Umgebung. Unveröff. Diplomarbeit. Schelklingen. 115 S.
- Wildermuth, H.; Krebs, A. (1983): Die Bedeutung von Abbaugebieten aus der Sicht des biologischen Naturschutz. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 37: 105-150.
- Wirtschaftsministerium Baden-Württemberg (2002): Landesentwicklungsplan Baden-Württemberg 2002. 70 S.
- Ziegler, W.; Bode, H.-J.; Mollenhauer, D.; Peters, D.S.; Schminke, H.K.; Trepl, L.; Türkay, M.; Zizka, G.; Zwölfer, H. (1997): Biodiversitätsforschung – ihre Bedeutung für Wissenschaft, Anwendung und Ausbildung; Fakten, Argumente und Perspektiven. Kl. Senckenberg-R. 26. 68 S.

# Anhang

## ANHANG 1:

### Dokumentation der Arbeitsergebnisse aus dem Transfer-Workshop am 09.11.2007

"Nachhaltigkeits-Indikatoren für ein integriertes Rohstoff- und Naturschutzmanagement – Pilotprojekt im Zementwerk Schelklingen"

Unternehmensworkshop am 05. November 2007

– Dokumentation –

Projektträger:  
HeidelbergCement Technology Center GmbH, Bundesverband der Deutschen Zementindustrie, Sozialpolitische Arbeitsgemeinschaft der Deutschen Zementindustrie, AG.L.N. Landschaftsplanung und Naturschutzmanagement (gefördert mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung)

Durchgeführt im Rahmen der  
Initiative für Nachhaltigkeit in der deutschen Zementindustrie



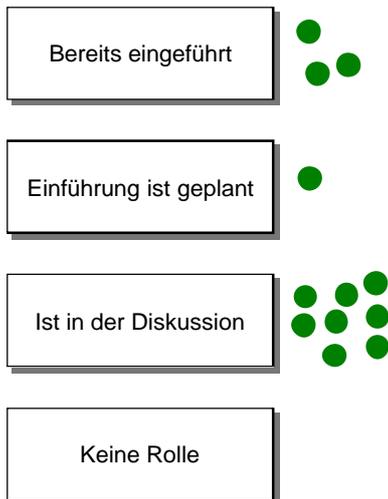
Projektmanagement:  
SUSTAIN CONSULT  
Beratungsgesellschaft für nachhaltige  
Wirtschaftsentwicklung mbH

## Teilnehmer

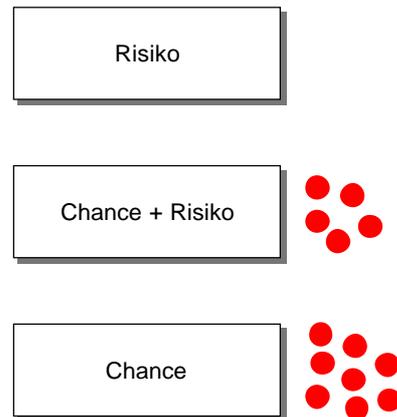
- Michael Basten, Bundesverband der Deutschen Zementindustrie
- Martin Freimuth, Cemex
- Gerhard Friedel, HeidelbergCement Technology Center GmbH
- Hans Georg Kraut, HeidelbergCement, Werk Schelklingen
- Ralf Löckener, Sustain Consult
- Stefan Puntke, Märker Zement
- Michael Rademacher, HeidelbergCement Technology Center GmbH
- Markus Schauer, Schwenk Zement
- Victoria Schmid, Bundesverband der Deutschen Zementindustrie
- Alfred Schreilechner, Holcim BaWü
- Peter Scur, Cemex
- Beatrice Spenner, Spenner Zement
- Herr Stichling, Rheinkalk GmbH
- Ulrich Tränkle, AG. L. N.
- Herr Wessel, MIRO
- Walter Wrede, Lafarge

**Tafel 1:**

**Spielen Nachhaltigkeitsindikatoren in Ihrem Unternehmen eine Rolle?**



**Die Diskussion um Biodiversität im Zusammenhang mit Steinbrüchen ist überwiegend:**



**Tafel 2:  
Wie schätzen Sie die Anwendbarkeit der Indikatoren für Ihr Unternehmen ein?**

<b>Sinn &amp; Zweck</b>	Reichweite: Messung von Biodiversität (keine Bewertung)	
Intensive Diskussion um Indikatoren für Biodiversität in EU	Einführung durch EU in 2-3 Jahren → rechtzeitig intervenieren	
Hintergrund: In GB jährliche Kartierung und Veröffentlichung	In Tschechien + Polen Monitoring intensiv in Diskussion	
Frage ist nicht, ob System hilft, denn es wird kommen → gestalten!	Biodiversität: Zeit der Hochglanzbrochüren ist vorbei	
Dokumentation des Beitrages von Unternehmen zur Biodiversität	„Eigentor“ bei Verringerung der Artenzahl? → Reaktivier.konzepte ändern?	Ziel: Biodiversität nachweisen → „Eigentor“ droht nicht
	System nutzt nicht bzgl. Glaubwürdigkeit auf Werksebene wg. „Sondereffekten“ ⚡	⚡ Nur Fakten zählen → Indikatoren helfen, breite Daten dito
Auf <u>Werksebene</u> zählt v.a. Glaubwürdigkeit der Aussagen	Bsp. Schelklingen zeigt Nutzen von Aktivität vor Ort	
Souveränität zuständiger Behörde entscheidet über Chancen/Risiken	Behörden übernehmen methodische Fortschritte dankbar	
Generalisierbare, positive Bewertung für Steinbrüche gewinnen?		
Können Aussagen des Monitorings gemäß Ind. Ausgleich dokumentieren?	An Genehmigungen sind hohe Reaktivier.-Bürgschaften gebunden	Indikatorensystem kann helfen bei Umwelthaftung etc.

**Tafel 3:  
Wie schätzen Sie die Anwendbarkeit der Indikatoren für Ihr Unternehmen ein?**

Methodik	
System anpassen an großflächigere Steinbrüche → Transekte handhabbar	Transekt-Methode: Nachteile (Legitimität) überwiegen Kostenvorteil!?
Besteht Gefahr uneinheitlicher Anwendungen oder unglücklicher Jahre? ⚡	⚡ Breiter Indikatorenkatalog und flexible Zeitpunktwahl helfen
„Einfache“ Indikatoren erforderlich (ergänzend) für „öffentlichen“ Dialog	
Species Action Plan: aktiver Schutz (z.B. Wiesenweihe)	
Metaindikator als Instrument zur Anpassung an örtliche Situation? ⚡	⚡ Standortbesonderheiten dokumentieren (vor der Klammer)
Einfluss des Betreibers auf Steinbruch-Umfeld gering → Lösung!?	⚡ Skalierung!?
Indikatoren stellen nicht besonders auf Rote-Liste-Arten ab ⚡	⚡ Rote-Listen-Arten dynamisch und zukünftig stark verändert / verkleinert
Monotone Ackerflächen (= wenige Lebensräume) können wertvoll sein (spez. Arten)	Geringere Abbaumächtigkeit (= große Ausdehnung) steigert Kosten
Verringerung Pflanzenarten durch große Flächenanteil Rekultivierung (ggü. Abbau)	Renaturierung vs. Rekultivierung: nur relevant bei Lebensraum-Indikator
Aussagen für Abbau- und Rekultivierungsflächen differenzieren	

Nachhaltigkeitsindikatoren - Workshop 05.11.2007

6 / 78

SUSTAIN | CONSULT

**Tafel 4:  
Wie schätzen Sie die Anwendbarkeit der Indikatoren für Ihr Unternehmen ein?**

Perspektiven		
Anwendbarkeit an weiteren Standorten prüfen!	Insbesondere Praktikabilität für kleinere Werke / Betriebe	
Dokumentation von Schutzaktivitäten vs. Öffentlicher Mainstream	Species Action Plan?	
Erweiterung der reinen Biodiversitätsindikatoren um „verwandte“ Aspekte	Über wertgebende Arten nachdenken	Anteil Nachfolgenutzung Naturschutz
Querverbindungen		
Verbindung zu Ökokonten? → Unklar, schwierig	Ökokonten sind v.a. spezielle Lösungen vor Ort, Indikatoren brauchen Breite	Ökokonten: Gemeinde hat eigene Interessen, die getroffen werden müssen
Verbindung zur Eingriffsausgleichsregelung?	Verknüpfung zum Eingriffsausgleich über Action Plans?	

Nachhaltigkeitsindikatoren - Workshop 05.11.2007

7 / 78

SUSTAIN | CONSULT

**ANHANG 2:**

**Programm und Teilnehmerliste zum Stakeholder-Dialog am 15.04.2008**

**Programm**

- 10:30 Uhr Begrüßung  
Michael Basten (Bundesverband der Deutschen Zementindustrie)
- 10:45 Uhr Framework Conditions in the European Union  
Fotios Papoulias (Europäische Kommission, Generaldirektion Umwelt)
- 11:15 Uhr Ergebnisse des Pilotprojektes in Schelklingen  
Dr. Ulrich Tränkle (AG.L.N. Landschaftsplanung und Naturschutzmanagement)
- 11:45 Uhr Nature Conservation and Industry in the Czech Republic  
Dr. Lubomír Tichý (Masaryk Universität Brunn, Abt. für Botanik u. Zoologie)
- 12:15 Uhr Mittagessen
- 13:15 Uhr Podiumsdiskussion  
Holger Bartels (Industriegewerkschaft Bauen-Agrar-Umwelt)  
Thomas Beißwenger (Industrieverband Steine und Erden Baden-Württemberg)  
Prof. Dr. Elke Hietel (Fachhochschule Bingen)  
Claus Mayr (Naturschutzbund Deutschland NABU e.V.)  
Fotios Papoulias (Europäische Kommission, Generaldirektion Umwelt)  
Dr. Michael Rademacher (HeidelbergCement Technology Center GmbH)  
Dr. Rainer Sodtke (Bundesministerium für Bildung und Forschung)
- 15:00 Uhr Zusammenfassung und Ausblick  
Ralf Löckener (Agentur für Nachhaltigkeit in der Zementindustrie,  
SUSTAIN CONSULT GmbH)

**Teilnehmer**

<b>Nr.</b>	<b>Name</b>	<b>Institution</b>
1	Holger Bartels	Industriegewerkschaft Bauen-Agrar-Umwelt
2	Michael Basten	Bundesverband der Deutschen Zementindustrie e.V.
3	Thomas Beißwenger	Industrieverband Steine und Erden Baden-Württemberg e.V.
4	Klaus Bussau	Dyckerhoff AG
5	Dr. Rüdiger Deckers	Portland-Zementwerke Gebr. Seibel GmbH & Co. KG
6	Maria Del Arte	Bundesverband der Deutschen Kalkindustrie e.V.
7	Frederic Fleuret	Lafarge Zement GmbH
8	Dr. Gerhard Friedel	HeidelbergCement AG
9	Prof. Dr. Elke Hietel	Fachhochschule Bingen
10	Karl-Heinz Horstkotte	Dyckerhoff AG
11	Stefanie Kaufmann	HeidelbergCement AG
12	Dr. Hans-Jörg Kersten	Bundesverband der Gipsindustrie e.V.
13	Iskra Kondova	Sustain Consult GmbH
14	Hans Georg Kraut	HeidelbergCement AG
15	Wolfgang Kuhnt	Schwenk Zement KG
16	Maren Liedtke	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
17	Prof. Dr. Peter Lieblang	Fachhochschule Bochum, Fachbereich Bauingenieurwesen
18	Ralf Löckener	Sustain Consult GmbH
19	Claus Mayr	Naturschutzbund Deutschland e.V.
20	Wolf Müller	Bundesverband Baustoffe - Steine und Erden e.V.
21	Markus Pälme	Portland-Zementwerke Gebr. Seibel GmbH & Co. KG
22	Fotios Papoulias	EU Kommission DG Umwelt
23	Dr. Michael Rademacher	HeidelbergCement AG
24	Wolfgang Rasche	Portlandzementwerk Wittekind
25	Dr. Thomas Reimer	Dyckerhoff AG
26	Heinz Schirmer	HeidelbergCement AG
27	Dr. Matthias Schlotmann	Bundesverband Keramische Rohstoffe e. V.
28	Victoria Schmid	Bundesverband der Deutschen Zementindustrie e.V.
29	Elke Schöning	HeidelbergCement AG
30	Alfred Schreilechner	Holcim (Süddeutschland) GmbH
31	Dr. Rainer Sodtke	Bundesministerium für Bildung und Forschung
32	Dr. Beatrice Spenner	Spenner Zement GmbH & Co. KG
32	Dr. Ulrich Tränkle	AG.L.N. Landschaftsplanung und Naturschutzmanagement

