



OBERÖSTERREICH

Morphologischer Vergleich natürlicher und anthropogen veränderter Gewässerabschnitte im Krems-System



Gewässerschutz-
Bericht 38



Morphologischer Vergleich natürlicher und anthropogen veränderter Gewässer- abschnitte im Krems-System

Gewässerschutz Bericht 38/2008



www.blattfisch.at



INHALTSVERZEICHNIS

VORWORT	7
EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG	9
PROBLEMSTELLUNG	11
UNTERSUCHUNGSGEBIET	16
METHODIK	19
Allgemeines	19
Datenerhebung	20
Auswahl der geeigneten Abschnitte und Querprofile	20
Aufnahme der Querprofile	21
Aufnahme der Habitate	21
Karten- und Literaturrecherche	27
Datenbearbeitung	28
Untersuchung der Querprofile	28
Untersuchung der Habitate	28
Gegenüberstellung der Querprofile und der Habitatkartierungen	29
Vergleich mit dem vorliegenden Kartenmaterial	29
ERGEBNISSE	30
Darstellung der Querprofile	31
Querprofile der unregulierten Abschnitte	31
Querprofile der regulierten Abschnitte	38
Darstellung der Habitatkartierung	42
Habitatkartierung der unregulierten Abschnitte	43
Habitatkartierung der regulierten Abschnitte	44
Darstellung des Kartenmaterials	45
Franziseische Landesaufnahme	45
Regulierungsoperete	46



DISKUSSION **48**

Analyse der Querprofile	48
Querprofile der unregulierten Abschnitte	48
Querprofile der regulierten Abschnitte	53
Vergleich der unregulierten mit den regulierten Querprofilen	55
Analyse der Habitatkartierung	69
Habitatkartierung der unregulierten Abschnitte	69
Habitatkartierung der regulierten Abschnitte	70
Vergleich der unregulierten mit den regulierten Abschnitten	71
Potenzielle Habitate	92
Gegenüberstellung der Querprofile und Habitatkartierungen	93
Vergleich der aktuellen mit der historischen Situation	95
Franziseische Landesaufnahme	95
Regulierungsoperate	98

ERGEBNIS UND AUSBLICK **100**

ZUSAMMENFASSUNG **102**

LITERATURVERZEICHNIS **103**

VERÖFFENTLICHUNGEN DES GEWÄSSERSCHUTZES **105**

Eigenverlag	105
Fremdverlag	108







SEHR GEEHRTE OBERÖSTERREICHERINNEN, SEHR GEEHRTE OBERÖSTERREICHER!

Wie viele andere Flusstäler, wurde auch das Kremstal mit zunehmender Industrialisierung und steigendem Besiedlungsdruck Anfang des 20. Jahrhunderts einer Regulierung unterworfen. Massive Umgestaltungen des Gewässers bewirken die unnatürliche Beeinflussung biologischer Regelkreise und des Grundwasserhaushaltes, sowie eine massive Einschränkung der natürlichen Dynamik und Auswirkungen auf Flora und Fauna.

Das dynamische Gleichgewicht sorgt dafür, dass sich Strukturen ständig verlagern, aber in ihrer Summe im Längsverlauf eines Gewässers im Wesentlichen gleich bleiben. Pflanzen- und Tierwelt an und in einem Fließgewässer sind an diese dauernde Umgestaltung optimal angepasst und zum Teil auf diese Störungsereignisse angewiesen.

Die vorliegende Broschüre beschäftigt sich mit der morphologischen Veränderung des Flussgebietes der Krens in Oberösterreich durch flussbauliche Maßnahmen, soll aber nicht in erster Linie eine Dokumentation vorhergegangener Fehlentwicklungen sein. Sie stellt eine Datenbasis für ökologische Begleitplanungen bei zukünftigen Maßnahmen im Krens-Einzugsgebiet dar.

Besonders Renaturierungen verlangen nach einer intensiven Auseinandersetzung mit dem Gewässer für die Leitbilderstellung. Die Auswertung der an den Gewässern erhobenen Daten liefert gute Richtwerte für Planungen in typologisch vergleichbaren Flussgebieten.

Dr. Josef Pühringer
Landeshauptmann

Rudi Anschober
Landesrat für Umwelt, Energie, Wasser
und KonsumentInnenchutz



EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG

Die Morphologie eines natürlichen Fließgewässers ist von seiner Abflussdynamik bestimmt. Die Gestalt eines Gewässerlaufes, seiner Uferbereiche und seines unmittelbaren Umlandes sind einem ständigen Wandel unterworfen. Dieses dynamische Gleichgewicht sorgt dafür, dass sich Strukturen ständig verlagern, aber in ihrer Summe im Längsverlauf eines natürlichen Fließgewässers im Wesentlichen gleich bleiben. Schotterbänke (Abb. 1) werden umgelagert, Kolke ausgespült und Tiefstellen an anderer Stelle wieder verfüllt. Die Flora und Fauna an und in einem Fließgewässer ist an diese dauernde Umgestaltung optimal angepasst und zum Teil sogar auf Störungsereignisse angewiesen.

Wie viele andere Flusstäler wurde auch das Kremstal mit zunehmender Industrialisierung und steigendem Besiedlungsdruck Anfang des 20. Jahrhunderts einer Regulierung unterworfen. Die „Korrektion“ und die damit einhergehende massive Umgestaltung eines Fließgewässers führen zur Störung der biologischen Regelkreise und des Grundwasserhaushaltes. Die Degradierung vieler

Flussabschnitte zu einem strukturlosen Wasserkanal hat eine massive Einschränkung der natürlichen Dynamik zur Folge, die sich wiederum auf die Flora und Fauna auswirkt. Viele spezialisierte Tier- und Pflanzenarten finden in den verbauten Gewässerabschnitten keinen Lebensraum mehr und verschwinden nach und nach. Gegenüber Umweltveränderungen unsensible Arten, sogenannte Ubiquisten, verbreiten und vermehren sich hingegen zusehends.

Die Regulierung eines Flusses (Abb. 2) führt nicht nur in den verbauten Gewässerabschnitten zu einer massiven Beeinflussung. Natürliche, von der aktiven Umgestaltung durch den Menschen großteils unberührt gebliebene Teilbereiche werden indirekt beeinträchtigt. Die auf Grund der Regulierungen erhöhte Fließgeschwindigkeit führt zu einer permanenten Eintiefung der Sohle und damit auch zur morphologischen Veränderung des Gewässers und seiner Uferbereiche außerhalb der verbauten Abschnitte. Zudem erfolgen in der Regel schon im Oberlauf der Flüsse Sicherungsmaßnahmen gegen Erosion, z.B.



Abb. 1: Eine Schotterbank am Kremsufer bei Weifersdorf

Einleitung und Zielsetzung

durch Geschiebesperren, die sich auf den Geschiebehalt im gesamten Längsverlauf auswirken. Daher muss davon ausgegangen werden, dass unbeeinträchtigte und somit völlig natürlich erhaltene Fließstrecken an der Kreams nicht mehr vorhanden sind. Im Zuge dieses Projektes wurde die morphologische Veränderung

eines Fließgewässers infolge Regulierung und Begradigung einzelner Abschnitte untersucht. Basierend auf diesen Erkenntnissen erfolgte eine Abschätzung der damit verbundenen quantitativen Lebensraumveränderung für die aquatische Fauna anhand einfacher, abiotischer Parameter.



Abb. 2: Regulierung der Kreams bei Weißenberg-Nettingsdorf (Quelle: PAPLHAM et al. 1976)

Diese Studie soll aber nicht in erster Linie eine Dokumentation vorhergegangener Fehlentwicklungen sein. Vielmehr stellt sie eine Datenbasis für ökologische Begleitplanungen bei zukünftigen Maßnahmen im Kreams-Einzugsgebiet dar. Beson-

ders Renaturierungen verlangen nach einer intensiven Auseinandersetzung mit dem Gewässer für die Leitbilderstellung. Darüber hinaus liefert die Auswertung der Daten gute Richtwerte für Planungen in typologisch vergleichbaren Flussgebieten.



PROBLEMSTELLUNG

Anthropogene Eingriffe in ein Fließgewässer ziehen eine Vielzahl an direkten und indirekten Konsequenzen mit sich. Beeinträchtigt wird nicht nur die Flora und Fauna im Gewässer selbst, sondern auch in seinem Umland.

Der Lauf der Krems ist heute beinahe durchgehend anthropogen überformt und verfügt nur mehr über kurze natürlich oder naturnah erhaltene Gewässerabschnitte. Erst gegen Ende des 20. Jahrhunderts erkannte der Mensch, dass die Umgestaltung der Fließgewässer viele negative Veränderungen in und an den Fließgewässern mit sich brachte (FITTKAU & REISS 1983). Im Zuge wasserbaulicher Regulierungsarbeiten ist mehr als die Hälfte des Kremslaufes in ein monotonisiertes Regulierungsprofil verlegt worden. Ziel dieser Umgestaltung war der „absolute Hochwasserschutz“, in dessen Namen zahllose Baggerungen an den Ufern und im Gewässer stattfanden. Diese massiven Eingriffe führten zur Herabsetzung der ökologischen Funktionsfähigkeit und unnatürlichen Homogenisierung des Gewässers und störten die Gewässer-Umland-Verzahnung tiefgreifend. Die Monotonisierung der regulierten Gewässerstrecken und ihrer Ufer kann an Hand der Ergebnisse der vorliegenden Studie auch belegt werden. Sowohl die Analyse

der geodätisch vermessenen Profile wie auch der Habitatkartierungen untermauern diese Aussage.

Um den aus wasserbaulicher Sicht erwünschten Gewässerverlauf zu fixieren; wurden die Ufer mit massiven Blocksteinen gesichert. Die Breitenbeziehungsweise Ufererosion resultiert aus dem Bestreben des Gewässers seine Wassertiefe möglichst gering zu halten (ZUMBROICH et al. 1999). Außerdem weisen natürliche Flüsse über weite Strecken nie ein geradliniges Gewässerbett auf, sondern neigen zur Mäandrierung, Aufweitung oder Verzweigung. Wird das Gewässer begradigt, beginnt es wieder sein Flussbett umzugestalten und Prallbeziehungsweise Gleitufer auszubilden. Dem wurde noch vor wenigen Jahrzehnten flussbaulich mittels durchgehender Blockwurfsicherung an beiden Ufern entgegen gewirkt. Als Konsequenz daraus erhöht sich nun wieder der Druck auf die Ufer, die dann wiederum massiver gesichert werden müssen. Welche enormen Kräfte diese Breitenerosion im Hochwasserfall entwickeln kann zeigte sich an der Krems bei der Hochwasserkatastrophe im August 2002. Zwischen Nettingsdorf und Ansfelden (entspricht reguliertem Abschnitt 8) wurde die im Laufe der Jahrzehnte überwachsene Blockwurfsicherung freigelegt (Abb. 3 und 4).



Abb. 3 und Abb. 4: Freigelegte Blockwurfsicherung an der Krems nach dem Hochwasser im August 2002

Problemstellung

Folge der massiven Regulierungen ist der Verlust der Möglichkeit zur dynamischen Umgestaltung des Flussbettes und der Uferbereiche sowie der lateralen Vernetzung mit dem Umland. Die intakte Konnektivität zwischen Ökosystemen stellt ein Mosaik unterschiedlicher, ineinander greifender und sich gegenseitig beeinflussender Strukturen sicher. Diese mosaikartigen und intensiv vernetzten Strukturen begünstigen eine hohe Biodiversität, die aber langfristig nur in ständig umgestalteten, dynamischen Systemen gewährleistet wird (WARD & STANFORD 1995).

Die Gewässerufer stellen den Übergangsbereich zwischen Land und Wasser dar und sind sowohl für den terrestrischen als auch für den aquatischen Lebensraum bedeutsam. Sie sorgen im natürlichen Zustand mit seinem Struktureichtum für eine große Habitatvielfalt und damit auch Biodiversität. Im Hochwasserfall stellen sie wichtige Refugialräume dar. Maßgeblich für die Ausprägung der Uferstrukturen ist die morphologische Ausprägung des Fließgewässers, also Prall- und Gleitufer beim Mäandertyp oder Umlagerungsstrecken mit ausgedehnten flachen Sedimentbänken beim Furkationstyp. Besonders bei kleinen Bächen erstreckt sich die Gewässer-Umlandverzahnung auf das gesamte Bachbett

und die Ufervegetation prägt das Gewässer (JUNGWIRTH et al. 2003). Die laterale Vernetzung bedingt eine Vielzahl an Wechselwirkungen zwischen dem aquatischen und terrestrischen Bereich. Gewässer und ihre begleitende Gehölze haben einen wechselseitigen Einfluss aufeinander. Die Gehölze werden mit Wasser und Nährstoffen versorgt und erfüllen im Gegenzug viele wichtige Funktionen für das Gewässer. Sie verhindern durch Beschattung eine unnatürlich hohe Wassererwärmung und bringen Energie in Form von organischer Substanz ins Gewässer ein. Totholz (Abb. 5) verändert die Strömungsverhältnisse und beeinflusst auf diese Weise auch die Gewässermorphologie. Fische und Benthosorganismen finden Lebensraum sowie Schutz vor zu hohen Strömungen und Fressfeinden. Viele Tiere wechseln im Laufe ihrer Entwicklung zwischen dem aquatischen und terrestrischen Lebensraum oder beziehen einen Großteil ihrer Nahrung aus den Fließgewässern.

Der Großteil der regulierten Strecken an der Krems verfügt über keine oder nur geringe Ufervegetation. Die Entfernung der Ufervegetation erfolgt aus hydraulischen Gründen, um bei Hochwasser die Wassermassen schneller abtransportieren zu können. Damit verschärft sich aber



Abb. 5: Beispiel einer Totholzansammlung in der Krems bei Rohr im Kremstal

die Hochwassersituation im Unterlauf der Krems massiv, da die Retentionswirkung durch den Bewuchs gänzlich wegfällt. Bei dementsprechender Gestaltung ist Randbepflanzung an Gewässern in der Lage, die Fließgeschwindigkeit deutlich herabzusetzen und ein Teil des Hochwasserabflusses kann einige Zeit zurückgehalten werden (ASSMANN 2001). Zudem verlieren die Wassermassen durch die Fließgeschwindigkeitsreduktion auch an Wucht.

Durch fehlende Ufervegetation (Abb. 6) mangelt es aber auch an Strukturen im Gewässer, die sich natürlicherweise durch überragende Äste, unterspülte Bäume und Ufer, Wurzelbänke und Eintrag von Holz und Laub entwickeln. Lediglich Blockwurf kann in völlig ausgeräumten Gewässern bedingt für eine minimale Strukturverbesserung sorgen. Durch das Fehlen der Ufervegetation ist aber nicht nur die Struktur- und damit auch Habitatausstattung beeinträchtigt, durch die mangelnde Beschattung wird das Gewässer auch unnatürlich stark erwärmt. Sowohl die aquatische Fauna als auch der Nährstoffhaushalt reagieren sehr sensibel auf Temperaturerhöhungen. Mit zunehmender Temperatur sinkt der Sauerstoffgehalt des Wassers, weil weniger Sauerstoff in gelöster Form vorliegt. Gleichzeitig laufen die

biologischen Prozesse im erwärmten Wasser schneller ab und Bedarf und Verbrauch von Sauerstoff nehmen zu. Die Folge ist eine Auseinanderentwicklung mit abnehmendem Sauerstoffangebot einerseits und ansteigendem Sauerstoffverbrauch andererseits. Dies kann zu einer Verschiebung der spezialisierten Fisch- und Benthoszönose hin zu euryöken Arten führen, also zu Arten, die eine größere Toleranz gegenüber schwankenden Umweltfaktoren aufweisen. Bei der Betrachtung eines Fließgewässer-Längsverlaufes von der Quelle bis zur Mündung kommt es zu einer steten Veränderung der Umweltbedingungen.

Das „River-Continuum-Concept“ (VANNOTE et al. 1980) sagt aufgrund dieser Veränderung eine bestimmte Abfolge von Stoffparametern und Lebensgemeinschaften voraus. Es gibt also für jeden Gewässerabschnitt eine typische, auf die jeweils vorherrschenden Bedingungen abgestimmte Flora und Fauna. Die zahlreichen anthropogenen Eingriffe im Krems-Flusslauf führen zur Veränderung dieser Lebensraumbedingungen. Betrachtet man beispielsweise die Fischfauna, erkennt man eine Anpassung an die anthropogen veränderten Lebensraumbedingungen. Bei der Bewertung des fischökologischen Zustandes



Abb. 6: Das Ufer des Reiflbaches zwischen Straß und Burg ist ein Beispiel für fehlende Vegetation

Problemstellung

(SILIGATO & GUMPINGER 2006) musste bei 85% der Probestrecken ein erheblich veränderter Zustand der Fischartengemeinschaft festgestellt werden.

Die aus den Regulierungen resultierenden höheren Fließgeschwindigkeiten erhöhen auch die Schleppkraft und damit die Tiefenerosion. Zusätzlich werden an den zahlreichen Querbauwerken in der Krems beachtliche Sedimentmengen zurückgehalten. Dies führt dazu, dass in den Abschnitten zwischen den großen Querbauwerken mehr Geschiebe erodiert als sedimentiert wird. Das und der Rückhalt enormer Geröllmassen in Geschiebesperren im Oberlauf führen dazu, dass die Krems heute so wie die meisten Fließgewässer einen Geschiebemangel aufweist. Die starke Sohlerosion lässt die Sedimentdecke an der Sohle kontinuierlich dünner werden. Als Folge gräbt sich das Gewässer immer tiefer in den Untergrund ein, der Wasserspiegel sinkt und damit auch der mit dem Oberflächengewässer kommunizierende Grundwasserspiegel. Von der darauf folgenden Austrocknung des unmittelbaren Gewässerumlandes sind Auwälder und Auwaldreste besonders stark betroffen und in weiterer Folge auch die Kulturlandschaft (NIEMEYER-LÜLLWITZ & ZUCCHI 1985). Im schlimms-

ten Fall kann es zu einem Sohldurchschlag kommen, wenn das permanent eingrabende Gewässer eine undurchlässige Sedimentschicht erodiert und das Gewässer samt Grundwasser in eine tiefere Schicht gezogen wird. Dies geschah beispielsweise während des August-Hochwassers 2002 an der Salzach unterhalb der Saalachmündung. Um der ökologische aber auch flussbauliche Probleme mit sich bringenden Sohleintiefung Herr zu werden, begann man an der Krems und ihren Zuflüssen wie auch an vielen anderen Flüssen Sohlbauwerke wie Abstürze, Rampen oder Schwellen einzubauen. Es wurden auch flächige Pflasterungen zur Sohlstabilisierung vorgenommen, die das Gewässer aus seiner Wechselwirkung mit dem Grundwasser entkoppeln und damit die wichtige Kommunikation mit dem Grundwasserkörper verhindern. Dieser Bereich, das so genannte hyporheische Interstitial, in dem sich das Grundwasser und das Flusswasser mischen, ist funktionell ein Lebensraum des Fließgewässers wie auch des Grundwassers. Es hat wichtige Funktionen für den Stoffhaushalt des Grund- wie auch des Fließgewässers über und ist sowohl Lebens- als auch Entwicklungsraum für viele Fließgewässertiere (Abb. 7) (HÜTTE 2000).



Abb. 7: Eine Bremsenlarve (*Tabanidae*) als typischer Bewohner des hyporheischen Interstitials

Eine weitere ebenso vom Menschen verursachte Entwicklung ist die, in den Regulierungsabschnitten mit vielen Querbauwerken in den jeweiligen Rückstaubereichen stark verringerte Fließgeschwindigkeit. In diesen Bereichen sedimentieren feine Schwebstoffe und aus dem Umland eingetragene Erde zu ausgedehnten Schlammhängen, die zum Teil die gesamte Gewässersohle in Rückstaubereichen überlagern, ab. In gestauten Bereichen erwärmt sich zusätzlich das Wasser und durch die geradlinigen Profile und die verminderten Fließgeschwindigkeiten kommt es nur selten zu turbulenten Strömungen, die das Wasser mit Sauerstoff anreichern würden. Eingriffe in das Licht – und Temperaturregime von Fließgewässern können viele direkte oder indirekte Folgewirkungen für die aquatische Fauna haben. Beispielsweise ist der Entwicklungszyklus vieler Arten mit der Wassertemperatur gekoppelt und so führen geringfügige Erhöhungen etwa bei Insekten zu einem verkürzten Larvenstadium und damit auch zum verfrühten Schlüpfen. Die fehlende Abstimmung mit dem Außenmilieu kann sogar zum Verschwinden mancher Arten führen (JUNGWIRTH et al. 2003).

Der steigende Flächenbedarf des Menschen auch im Gewässerumland lässt landwirtschaftliche genutzte Flächen und Siedlungen immer näher an die Gewässer im Kremssystem rücken. Randstreifen, die das Gewässer vor schädlichen Stoffeinträgen bewahren, werden immer schmaler. Die Schutzwirkung solcher Gehölzstreifen ist aber erheblich von deren Breite abhängig, wobei als Mindestbreite fünf bis zehn Meter angesehen werden (ZUMBROICH et al. 1999). Um neben der Schutzfunktion auch als Entwicklungsraum dienen zu können, ist eine weit größere Breite notwendig. Die intensive landwirtschaftliche Nutzung und Siedlungstätigkeit und damit verbundene steigende Versiegelung haben nicht nur negative Auswirkungen für das Gewässer sondern auch für den Menschen. Im Hochwasserfall kommt es zu einer ungünstigen Summierung vieler Einzelfaktoren, die dann zur massiven Verschärfung der Hochwässer führen. Aus dem Bestreben des Menschen, das Gewässerumland

urbar zu machen, das natürlicher Weise in einer engen Konnektivität mit dem Fließgewässer steht und infolge der regelmäßigen Inanspruchnahme durch den Fluss im anthropogen unbeeinflussten Zustand eigentlich nicht nutzbar ist, verschärft sich die Hochwasserproblematik zusehends. Die zunehmende Versiegelung der Landschaft und die Verbauung und intensive Nutzung der gewässernahen Bereiche beschleunigt den Abtransport der Wassermassen und lässt dem Wasser kaum Zeit und Möglichkeit zur Versickerung im Boden (Abb. 8). Durch fehlende Bewaldung, die Abkoppelung der Auwälder, aber auch die Laufverkürzungen durch Regulierungen und das Fehlen von natürlichen Retentionsflächen und Aufweitungen kann das Wasser nicht in der Fläche gehalten werden, sondern es gelangt beinahe unverzögert in das Flusssystem und führt im Hochwasserfall zu höheren Abflussspitzen.

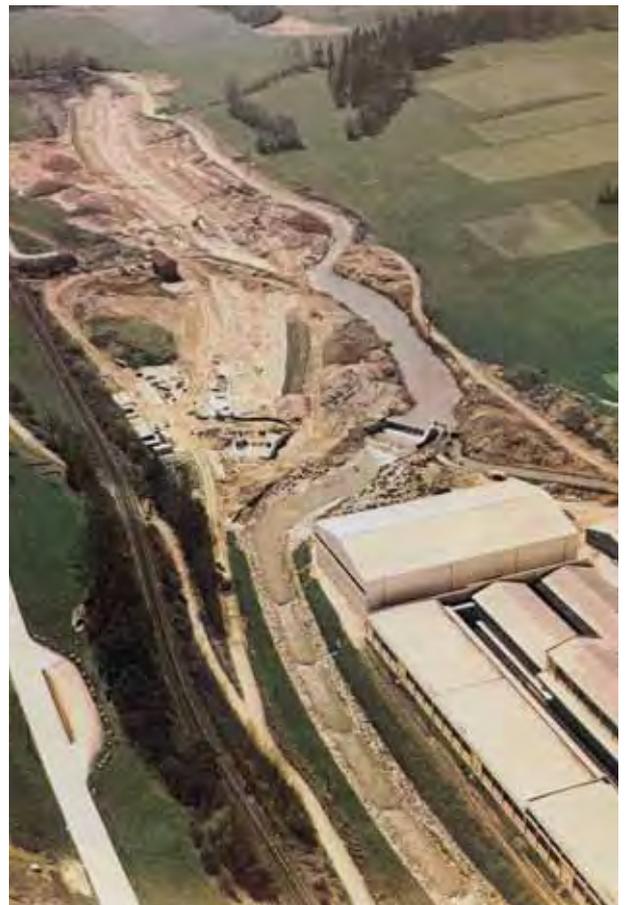


Abb. 8: Regulierungsarbeiten an der Kriem in den 1970-er Jahren bei Wartberg (Quelle: PAPLHAM et al. 1976)

Untersuchungsgebiet

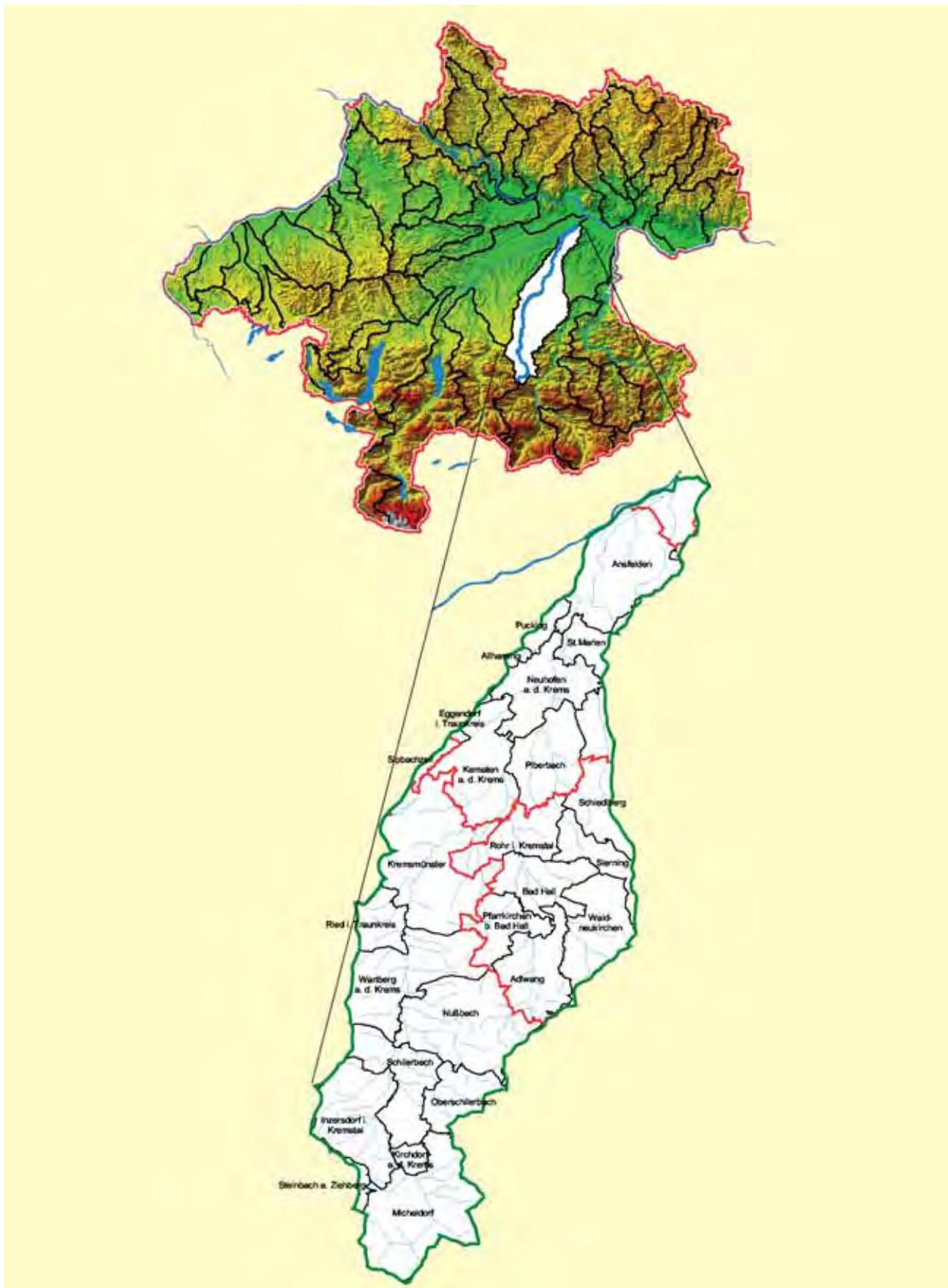


Abb. 9: Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Süden Oberösterreichs und umfasst die Kriemsa und ihr Einzugsgebiet

UNTERSUCHUNGS- GEBIET

Die Kreams ist ein Gewässer des nördlichen Alpenvorlandes, genauer der Traun-Enns-Platte mit der Flussordnungszahl 5 (FINK et al. 2000). Ihre Quelle hat sie am sogenannten Kreams-Ursprung, der sich im Süden Oberösterreichs in ungefähr 580 m Seehöhe am nordwestlichen Ausläufer der Kremsmauer befindet. Der 63,6 km lange Kreams-Fluss umfasst ein nivales Einzugsgebiet von 377,9 km² (GUMPINGER & SILIGATO 2004). Im Oberlauf fließt die Kreams als typischer Gebirgsbach durch dicht besiedeltes Gebiet in nordwestlicher Richtung und ist von Verbauungsmaßnahmen geprägt. Zwischen Kirchdorf und Schlierbach verläuft der Fluss beinahe unbeeinflusst von wasserbaulichen Aktivitäten. Der Großteil des restlichen Flusslaufes wurde in den letzten Jahrzehnten begradigt und ist durch eine nahezu durchgehende Regulierung morphologisch stark verändert. Im Stadtgebiet von Linz mündet die Kreams schließlich rechtsseitig in die Traun (GUMPINGER & SILIGATO 2005).

Die Kreams verfügt über zwölf direkte Zuflüsse mit einem Einzugsgebiet > 5 km². Sowohl der Haupt-

fluss selbst als auch seine Zuflüsse sind größtenteils anthropogen stark überformt. Heute sind nur mehr kurze Gewässerabschnitte, die als natürlich beziehungsweise naturnah zu bezeichnen sind, erhalten (GUMPINGER & SILIGATO 2004). Das aus ökologischer Sicht wohl wertvollste Gebiet stellt das Naturschutzgebiet „Kreamsau“ in der Haselböckau dar (OÖ. LANDESREGIERUNG 2002). Die Kreams konnte ihre Natürlichkeit beibehalten und verfügt hier auf einer Länge von ungefähr vier Kilometern über einen weitgehend unbeeinflussten, sehr kurvigen Lauf. Geologisch gesehen liegt der Kreams-Ursprung im Hauptdolomit der nördlichen Kalkalpen. Bei Kirchdorf durchströmt die Kreams ein kurzes Stück der Flyschzone, bevor sie dann in die Molassezone des Alpenvorlandes mit ihren Schlierablagerungen eintritt. Schließlich durchfließt sie ab etwa der Höhe von Nettingsdorf bis zu ihrer Mündung in die Traun das Alluvium von Donau und Traun (PAPLHAM et al. 1976) (Abb. 10).

Die erste Besiedelung des Kreamstales durch den Menschen geht auf die ausgehende Jungsteinzeit,

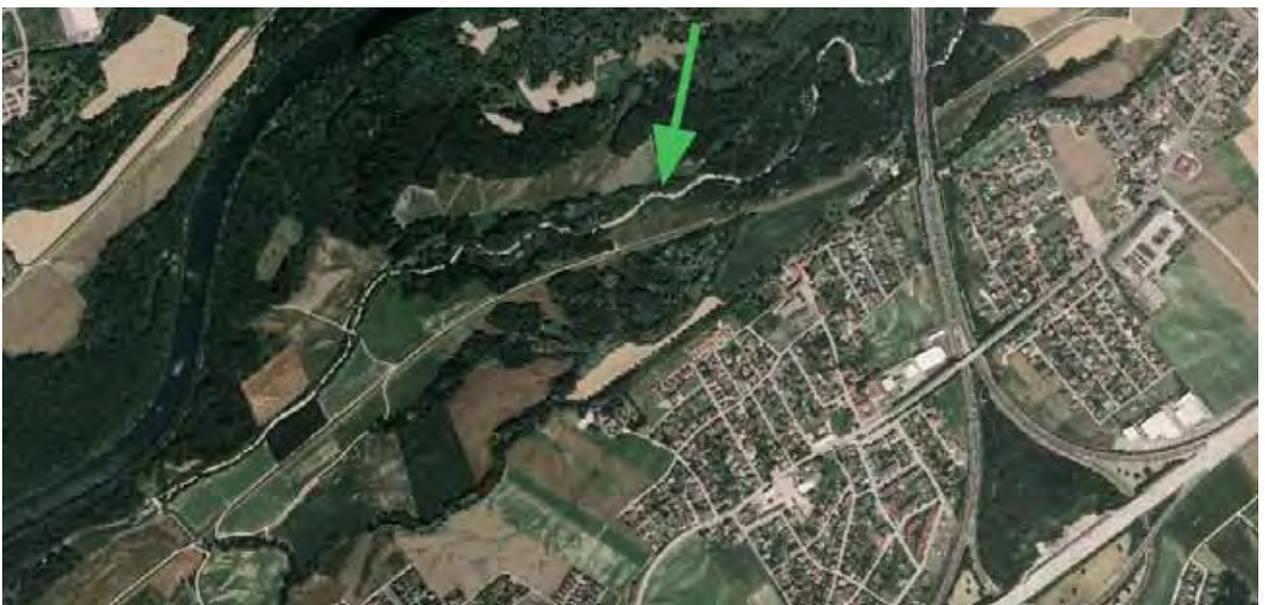


Abb. 10: Der Unterlauf der Kreams bei Freindorf

Untersuchungsgebiet

das sogenannte Keramikum zwischen 3500 bis 1800 v. Chr., zurück. Da davon ausgegangen wird, dass der Talboden sumpfig war, entstanden die ersten Siedlungen auf Anhöhen (MARKTGEMEINDE KREMSMÜNSTER 1989). Die Siedlungstätigkeit setzte sich auch in der Römerzeit kontinuierlich fort. Seit je her stellt die Krems einen wichtigen wirtschaftlichen Faktor dar. Die Wasserhältnisse und der Wasserreichtum sorgten für die Grundlage der sich ansiedelnden Betriebe. Die Krems und ihre Zuflüsse lieferten Trinkwasser, leiteten das Abwasser ab, boten Schutz vor Feinden und waren die ersten Transport- und Kommunikationswege. Bereits um 1600 begann man durch Ortsgebiete fließende Bäche zu verschlachten. Unter Verschlachtung versteht man das Sichern der Ufer durch Holzbrettern.

In Neuhofen an der Krems wurde dabei viel Aufwand betrieben und die Instandhaltung der Ufer

verschlang große Geldsummen. Der durch Neuhofen verlaufende Marktbach wurde damals unter enormem körperlichem Einsatz händisch verbaut und später dann sogar mit Holzbrettern abgedeckt. Als 1906 ein gewaltiges Hochwasser den Rathausplatz überschwemmte, wurde die Abdeckung des Marktbaches weggerissen. Das mitgeführte Geschiebe und die starke Sohleintiefung gefährdeten die Fundamente der angrenzenden Häuser (Abb. 11). In der Folge verlegte man den Marktbach in ein unterirdisches Betonbett.

Da sich im letzten Drittel des 19. Jahrhunderts die Hochwässer im Kremstal häuften, begann man schließlich im August des Jahres 1902 mit vollem Einsatz mit den Regulierungsarbeiten an der Krems (DERNDORFER 2000). Nach 1945 fanden die Regulierungsarbeiten ihren Höhepunkt und insgesamt wurde bis 1975 etwas mehr als die Hälfte des Kremslaufes reguliert (PAPLHAM 1976).



Abb. 11: Der Marktbach in Neuhofen nach dem Hochwasser 1906 (Quelle: STÖGMÜLLER 1990)



METHODIK

Allgemeines

Für den morphologischen Vergleich natürlicher und anthropogen veränderter Gewässerstrecken wurden sowohl die Kreams als auch einige geeignete Zuflüsse herangezogen. Morphologische Untersuchungen sind mit einem enormen Zeit- und Messaufwand verbunden und konzentrierten sich daher in diesem Projekt auf zehn Abschnitte mit typischer morphologischer Ausprägung. Von diesen befinden sich sieben Gewässerabschnitte im Hauptfluss und weitere drei in Zuflüssen der Kreams. Jeder Abschnitt hat eine Länge von etwa 500 m, 250 m in einer naturnahen (unregulierten) und 250 m in einer anthropogen veränderten (regulierten) Strecke. Wo es möglich war, wurden Gewässerabschnitte gewählt, in denen eine natürliche Strecke unmittelbar an eine anthropogen veränderte anschließt, um eine vergleichbare Gefälle- und Abflusssituation zu gewähr-

leisten. Nach Auswahl der geeigneten Abschnitte wurden pro Abschnitt zehn typische Profile, jeweils fünf im natürlichen und fünf im veränderten Gewässerabschnitt untersucht. Die Auswahl der Profile erfolgte nach repräsentativen Situationen im jeweiligen Abschnitt. Insgesamt ergaben sich auf diese Weise 100 Profile, die bei Niederwasserführung geodätisch vermessen (Abb. 12), fotodokumentiert und deren Habitat-ausstattung mit Hilfe eines eigens erstellten Erfassungsbogens aufgenommen wurden. An 40 der 100 Profile wurden zusätzlich Fließgeschwindigkeitsmessungen vorgenommen.

Nach Erfassung der ausgewählten Parameter in allen Profilen erfolgte der Vergleich aller gewonnenen Daten, mit deren Hilfe eine Extrapolation auf den gesamten Kreamslauf vorgenommen wurde.



Abb. 12: Geodätische Vermessung eines Kreamsprofils

Datenerhebung

Auswahl der geeigneten Abschnitte und Querprofile

Die Auswahl der zu untersuchenden Abschnitte erfolgte mit Hilfe des von GUMPINGER & SILIGATO 2004 verfassten Wehrkatasters der Kreams und ihrer Zuflüsse. Die fünfstufige Einteilung für die Bewertung des Natürlichkeitsgrades der Längsverbauung wurde aufgegriffen, für dieses Projekt etwas vereinfacht und neu zugeteilt (siehe Abb. 13).

Die Klassen 1 und 2 wurden zu der Kategorie **unreguliert** zusammengezogen, wobei sich entsprechend der Definition im Wehrkataster natürliche Gewässer durch in einem natürlichen Zustand erhaltene Uferlinien auszeichnen, die vereinzelt kleinräumige Verbauungen am Prallufer oder an Uferanbrüchen aufweisen. Naturnahe Gewässer besitzen demnach weitgehend

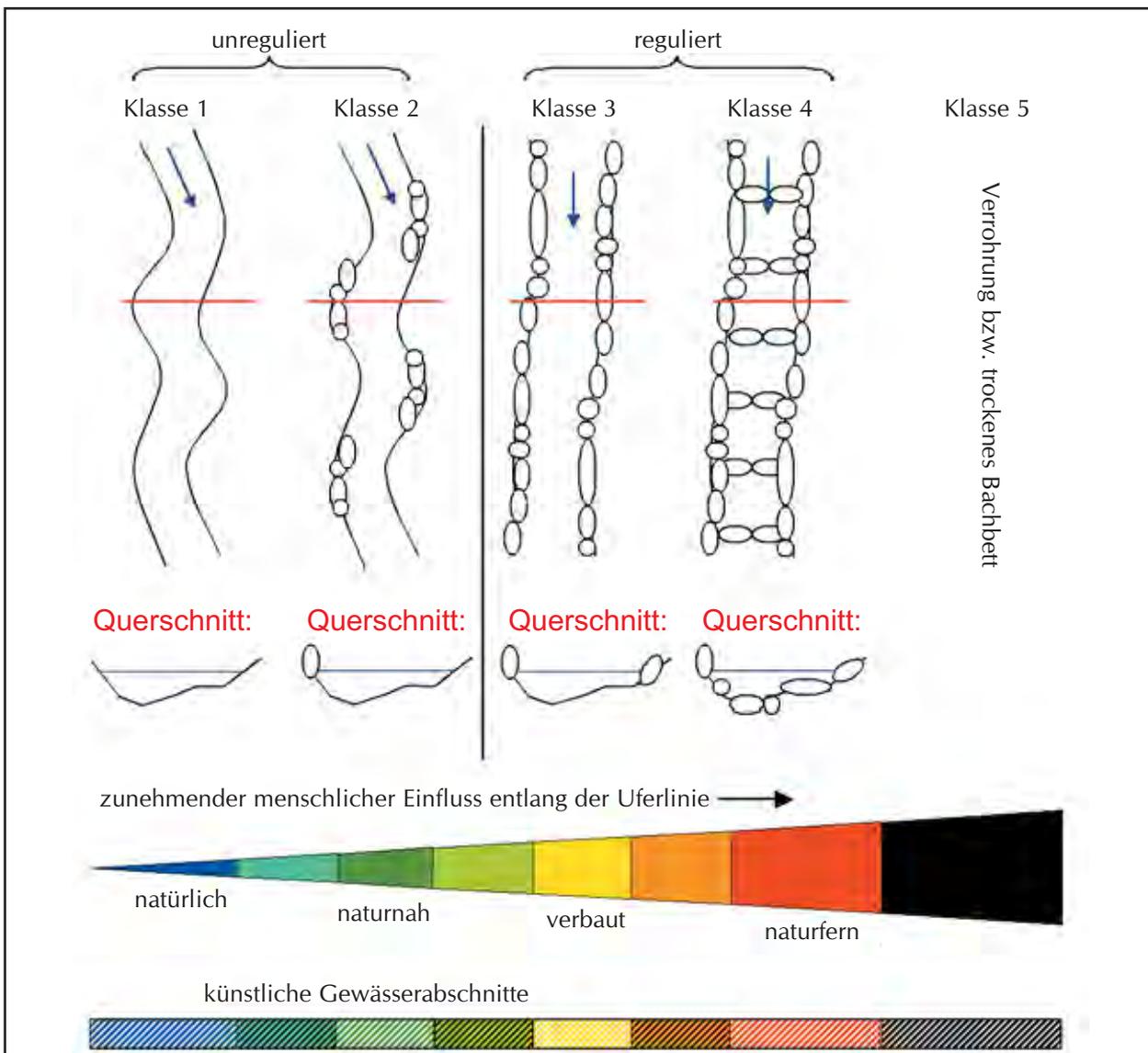


Abb. 13: Die Adaptierung der Wehrkataster-Längsverbauungs-Klassen (verändert nach GUMPINGER & SILIGATO 2004). Die Klasse 5 war im Untersuchungsgebiet nicht vertreten

natürlich erhaltene Uferlinien, die aber immer wieder über kurze Strecken verbaut sind. Die Klassen 3 bis 5 der Wehrkataster wurden zur Kategorie **reguliert** zusammengefasst. Verbaute Gewässer sind an den Uferlinien fast durchgehend anthropogen überformt und nur von kurzen, unverbauten Abschnitten unterbrochen (Regulierung). Naturferne Gewässer sind durchgehend verbaut und zusätzlich ist eine Sohlstabilisierung vorhanden (Kanalisation). Die stärkste Verbauungskategorie ist eine Verrohrung, bei der das Gewässer in einem Rohr oder einem abgedeckten Kanal geführt wird (GUMPINGER & SILIGATO 2004). Verrohrte Gewässer(abschnitte) (Klasse 5) wurden im Zuge dieses Projektes nicht untersucht.



Abb. 14: Die Fließgeschwindigkeitsmessung erfolgte mit einem magnetisch-induktiven Strömungssensor (Ott Nautilus C 2000 / Sensa Z 300).

Aufnahme der Querprofile

Geodätische Vermessung der Querprofile

Zunächst wurde jedes der 100 Profile von Böschungskante zu Böschungskante geodätisch vermessen. Da die morphologische Ausformung des Profils so genau wie möglich aufgenommen wurde, war der Abstand zwischen den einzelnen Vermessungspunkten von der jeweiligen Form des Profils abhängig. Zusätzlich wurde auch der Wasseranschlagspunkt aufgenommen, da dieser für die Ermittlung verschiedener Vergleichsparameter benötigt wurde.

Vermerkung von Zusatzinformationen und Besonderheiten

Jedes Profil wurde neben der geodätischen Vermessung auch mit Hilfe eines Aufnahmebogens beschreibend erfasst. Dabei wurde die Sediment-

verteilung kartiert, der Grad der Beschattung in Prozent angegeben, die Gewässer-Umlandverzahnung bewertet und Besonderheiten innerhalb des Profils zusätzlich vermerkt.

Fließgeschwindigkeitsmessung

An 40 Profilen wurden mit einem Induktions-Strömungsmessgerät zusätzlich Fließgeschwindigkeitsmessungen vorgenommen. Dazu wurde je nach Profillänge alle 50 bis 70 cm, aber mindestens an drei Punkten pro Profil, eine Messung durchgeführt (Abb. 14). Pro Punkt erfolgte eine 30 Sekunden lange Messung über die das Messgerät automatisch einen Mittelwert bestimmt. Diese Punktwerte wurden in eine Tabelle übertragen und grafisch aufbereitet.

Aufnahme der Habitate

In jedem der zum Vergleich ausgewählten Abschnitte erfolgte eine flächendeckende Habitatkartierung. Bei der Habitatkartierung werden Strukturen im Gewässer mit begrenzter räumlicher Ausdehnung, die sich untereinander bezüg-

lich Gefälle, Fließgeschwindigkeit und Tiefen unterscheiden, erfasst. Hierzu wurden die Abschnitte begangen und die für die aquatische Fauna relevante Mesohabitate mit einer Mindestgröße von 1 m² in einer Karte eingetragen und im

Aufnahmebogen beschrieben. Mesohabitate sind Flächen beziehungsweise Teillebensräume innerhalb des Gewässers, die bezüglich Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und Sohlsubstratzusammensetzung in sich einheitlich sind.

Da besonders die unregulierten Abschnitte über sehr strukturreiche Uferbereiche verfügen, die je nach Wasserführung zusätzliche Habitate darstellen, wurden bei der Habitatkartierung (bei Niederwassersituation) auch potenzielle Habitate erfasst. Ein solches potenzielles Habitat wird erst bei höheren Wasserständen relevant und stellt nur zeitweise einen aquatischen Lebensraum dar. Die Mesohabitate wurden mit Hilfe eines Aufnahmebogens charakterisiert und einem der folgenden Habitattypen zugewiesen:

Schotterbank am Ufer

Links- und rechtsufrig situierte Schotterbänke fanden sich im Projektgebiet in unterschiedlichster Flächenausdehnung (Abb. 15). Die mittlere Korngröße dieser Bänke liegt zwischen 20 mm und 70 mm, das hauptsächlich beteiligte Substrat ist demnach dem Mikro- und Mesolithral zuzuordnen. Je nach Größe, Alter und spezifischer Lage der Schotterbänke kann Vegetation entweder völlig fehlen oder in Form von krautigen Pflanzen oder Gehölzen vorhanden sein. In den meisten Fällen, vor allem bei unbewachten Schotterbänken, fallen die Flanken relativ flach zur Gewässersohle hin ab und gehen



Abb. 15: Beispiel für eine Schotterbank am Ufer der Krems

fließend in benachbarte Unterwasserhabitate über.

Schotterbänke können entweder zur Gänze submers vorliegen oder teilweise über den Wasserspiegel hinausragen. Da bei unterschiedlichen Wasserständen auch unterschiedlich große Anteile der Bänke unter der Wasseroberfläche liegen und demnach die für aquatische Lebewesen nutzbaren Oberflächen zeitlich stark variieren, wurde im Zuge der vorliegenden Mesohabitatkartierung jeweils die gesamte Fläche einer Schotterbank aufgenommen. Für den Fall, dass emerse, also über die Wasseroberfläche ragende Anteile vorlagen, wurden diese mit einer Abschätzung der Größe der trockengefallenen Fläche gesondert angemerkt.

Schotterbank im Stromstrich

Der Mesohabitattypus Schotterbank im Stromstrich (Abb. 16) unterscheidet sich von der Schotterbank am Ufer dadurch, dass hier an allen Seiten flach abfallende Flanken vorhanden sind und damit die submersen und für Fische als Habitat nutzbaren Flächen in Relation zur Gesamtfläche deutlich stärker repräsentiert sind. An der Krems sind Schotterbänke im Stromstrich aufgrund ihrer stärkeren Dynamik wesentlich seltener bewachsen als Schotterbänke am Ufer. Auch bei diesem Typus wird die gesamte Fläche kartiert und gegebenenfalls die Größe des emersen Anteils gesondert angegeben.



Abb. 16: Beispiel einer Schotterbank im Stromstrich der Krems

Kiesbank

Im Unterschied zu Schotterbänken setzen sich Kiesbänke (Abb. 17) aus Substratbestandteilen zwischen 2 mm und 2 cm Korngröße, also aus der Fraktion des Akal, zusammen und erscheinen demnach wesentlich feinkörniger. Wie bei den Schotterbänken wurde jeweils die Gesamtfläche aufgenommen. Falls Anteile der Kiesbänke über die Wasseroberfläche ragten, wurden wiederum die Höhe und ungefähre Größe dieser Fläche extra angeführt.



Abb. 17: Beispiel einer Kiesbank der Krems



Abb. 18: Beispiel einer Sandbank am Ufer der Krems

Sandbank

Aus noch feineren mineralischen Partikeln sind Sandbänke (Abb. 18) aufgebaut, hier liegt der Schwerpunkt auf der Psammalfraktion mit Korngrößen unter 2 mm. Sandbänke entstehen in Fließstrecken üblicherweise in strömungberuhigten Uferbereichen, im Stromstrich ist die Schleppkraft des Wassers für die Entstehung und Etablierung derart feinkörniger Anlagerungen zu groß. Lediglich in Stausituationen können sich Sandbänke auch im Stromstrich entwickeln. Wurde bei den Kartierungsarbeiten Mischtypen zwischen Sand- und Schotterbänken vorgefunden, so wurden sie dem Mesohabitattypus zugewiesen, der den größeren prozentuellen Anteil aufweist, wobei der Anteil anderer Korngrößen gesondert vermerkt wurde. Auch die Flächen der Sandbänke wurden unabhängig von der Benetzung als Gesamtstrukturflächen kartiert. Etwaige emerse Anteile wurden separat vermerkt.

Schlammbank

Schlammbänke setzen sich aus noch feineren mineralischen und zusätzlich organischen Bestandteilen zusammen und finden sich nur an Stellen mit stark reduzierter Strömung, etwa in Stauen, Kehrströmungsbereichen oder in durch Totholz geschützten Uferbereichen (Abb. 19).



Abb. 19: Beispiel einer Schlammbank in der Krems

Lose Steinsicherung

Unter dem Begriff lose Steinsicherung (Abb. 20) werden all jene zumindest teilweise submersen Ufersicherungen zusammengefasst, die aus Wasserbausteinen mit einem Durchmesser über 20 cm bestehen. Da die Blöcke mit ihren Zwischenräumen in erster Linie vertikale Strukturen darstellen, deren benetzte Flächenanteile sich mit schwankenden Wasserständen nicht wesentlich verändern, wurden nur jene Flächen erhoben, die auch tatsächlich als aquatischer Lebensraum genutzt werden können, also die Länge der Blockwurfsicherung multipliziert mit ihrer mittleren benetzten Breite.

Buhne

Buhnen sind senkrecht in einem bestimmten Winkel eingebaute Konstruktionen, die der Strömunglenkung oder dem Uferschutz dienen (Abb. 21). In diese Kategorie fallen sämtliche buhnenartige Strukturen jeglichen Materials, wobei auch submerse Buhnen oder Buhnenteile berücksichtigt wurden. In regulierten Abschnitten sind sie neben der Blockwurfsicherung am Ufer oft die einzige Struktur.

Totholzansammlung

Totholzansammlungen müssen das Kriterium der Mindestgröße von 1 m² erfüllen, um bei der Mesohabitatkartierung berücksichtigt zu werden. Darunter fallen Wurzelstöcke, Baumstämme, Äste, Zweige und andere organische Materialien



Abb. 20: Beispiel für lose Steinsicherungen beziehungsweise Blockwurf in der Kreams

(Abb. 22). Totholzansammlungen stellen einen wichtigen Lebensraum für die aquatische und an das Gewässer gebundene Tierwelt dar und dienen zahlreichen Benthosorganismen als Nahrungsquelle.

Eintauchende Ufervegetation

Unter dem Mesohabitattypus eintauchende Ufervegetation werden sämtliche terrestrische Pflanzen zusammengefasst, die auf einer zusammenhängenden Fläche ganz oder teilweise in die Kreams eintauchen und damit Habitatstrukturen für die aquatische Fauna darstellen. In den meisten Fällen handelt es sich dabei um verschiedene Weidenarten, die bei vorangegangenen Hochwässern umgestürzt sind und ent-



Abb. 21: Beispiel für eine Buhne in der Kreams



Abb. 22: Beispiel für eine Totholzansammlung in der Kreams



Abb. 23: Beispiel für ein unterspültes Ufer

weder im Wasser liegend weiterwachsen oder am Ufer zu liegen gekommen sind, wobei ein großer Teil ihrer Äste in den Wasserkörper eintaucht.

Unterspültes Ufer

Unabhängig von ihrer geologischen Beschaffenheit werden unter „unterspültes Ufer“ sämtliche Uferstrukturen zusammengefasst, in die durch die Erosionskraft des Wassers Unterstände geformt wurden. Sowohl erodierte Felswände als auch unterspültes Erdreich an unbefestigten Böschungen fallen unter diesen Mesohabitattypus (Abb. 23).

Flachwasserbucht

Flachwasserbuchten können über unterschiedlichsten Substraten entstehen. In den meisten Fällen bilden sich Flachwasserbuchten am flussabwärts gelegenen Ende von Bänken unterschiedlichen Typs, wenn durch zungenartige Verlängerungen dieser Bänke zum Ufer hin seichte Bereiche abgegliedert werden. In solchen Buchten herrscht immer eine sehr geringe Fließgeschwindigkeit vor, die Strömung kann auch gänzlich stagnieren. Die Wassertiefe beträgt selten mehr als 20 cm. Oft lagert sich aufgrund der fehlenden Strömung Feinsediment in mächtigen Schichten an der Sohle der Bucht ab, Algenaufwuchs ist nicht selten. Flachwasserbuchten stellen auf Grund ihrer geringen Fließgeschwindigkeiten und Tiefen ein gutes Habitat für Jungfische dar.



Abb. 24: Beispiel einer kurzen Furt in der Krems

Kolk

Als Kolke werden lokal meist eng begrenzte Stellen mit vergleichsweise großer Tiefe bezeichnet, die sich flussabwärts von Strömungshindernissen ausbilden. Je höher die Fließgeschwindigkeit des Wassers und je weicher und weniger erosionsbeständig das Substrat beschaffen ist, umso tiefer kann ein Kolk werden. Die Strömungsbilder in Kolken können sehr divers sein. Je nach ihrer Lage im Gewässer, nach ihrer Tiefe und ihrer Flächenausdehnung können laminare oder turbulente Verhältnisse vorliegen, hohe oder niedrige Fließgeschwindigkeiten herrschen. Kolke dienen vor allem adulten Fischen als Habitat und stellen im Winter generell wichtige Rückzugsräume dar.

Furt

Furten sind flach überströmte Abschnitte mit geringer Tiefenvarianz, die sich meist über die gesamte Gewässerbite erstrecken (Abb. 24). Allerdings ist hier stets eine deutliche Gefälleänderung gegenüber den flussaufwärts und flussabwärts gelegenen Abschnitten zu erkennen. Furten sind typischerweise zwischen einander versetzt gegenüberliegenden Uferbänken ausgebildet, das Strömungsbild in einer Furt ist stets turbulent. Weiters sind Furtabschnitte immer deutlich kürzer als die später beschriebenen Flachwasserstrecken.

Rinner

Unter dem Habitattypus „Rinner“ werden jene Fließabschnitte zusammengefasst, in denen sich der Großteil des Abflusses entweder auf einer Seite des Gewässerquerschnittes oder in der Gewässermitte in einer Tiefenrinne konzentriert. Rinner entstehen typischerweise dort, wo eine großflächige Uferbank den Fließquerschnitt einengt, wobei der Rinner immer auf der einer Bank gegenüber liegenden Uferseite situiert ist. Befinden sich zwei Bänke auf gleicher Höhe einander gegenüber, kommt der Rinner in der Gewässermitte zu liegen. Im Rinner herrschen immer deutlich höhere Fließgeschwindigkeiten als in flach überströmten Abschnitten vor.

Flachwasserstrecken (Flachwasserbereiche)

Als Flachwasserstrecken werden verhältnismäßig lange Fließstrecken mit geringer Wassertiefe und Tiefenvarianz, gleichförmigem Strömungsbild und Substratausstattung ausgewiesen. Im Gegensatz zur Furt erstrecken sich Flachwasserstrecken auf wesentlich längere Abschnitte und weisen im Vergleich zu flussaufwärts und flussabwärts angrenzenden Strecken keinen deutlichen Gefälleknick auf. In den regulierten Abschnitten sind ausgedehnte Flachwasserstrecken im Gegensatz zu den kleinräumigen Flachwasserbereichen in den unregulierten Abschnitten anthropogen bedingt. Solche Flachwasserstrecken unterscheiden sich vom Typus Regulierungstrecke durch ihre geringe Tiefe

Regulierungstrecke

Regulierungstrecken sind weitgehend strukturelose Gewässerbereiche mit monotoner Tiefen- und Strömungsverteilung innerhalb eines Regulierungsabschnittes (Abb. 25). Solch eine Strecke nimmt in der Regel die gesamte Bettbreite ein und kann in manchen Bereichen durchaus größere Wassertiefen aufweisen, was sie von einer anthropogenen Flachwasserstrecke unterscheidet. Diese Wassertiefen entstehen durch Sohleinbauten, die dem Gefälleabbau dienen. In der Umgebung dieser Einbauten kommt es zu Auskolkungen, die in manchen Fällen sehr große Tiefen erreichen können.



Abb. 25: Beispiel für eine monotone Regulierungstrecke im Unterlauf der Krems

Künstliches Querbauwerk

Unter diese Kategorie fallen sämtliche Bauwerke anthropogenen Ursprunges, die quer zur Fließrichtung in das Gewässerbett eingebaut wurden. Dazu zählen Sohlgurte, -schwelle, -rampen und -stufen, Steil- und Schrägwehre. Querbauwerke dienen einerseits der Wassernutzung (Energiegewinnung oder Ausleitung zur Dotation eines angrenzenden künstlichen Gewässers) oder der Stabilisierung beziehungsweise Sicherung der Gewässersohle. Solche Querbauwerke dienen dem Gefälleabbau, der Verminderung der Fließgeschwindigkeit und Eintiefungstendenz oder sichern ein Brückenbauwerk.

Aus gewässerökologischer Sicht liegt die Problematik eines Querbauwerkes in der Einschränkung beziehungsweise Unterbindung der longitudinalen Durchgängigkeit, sowohl für die aquatische Fauna als auch für den Sedimenttransport, sowie in der Entstehung unnatürlicher Stauabschnitte.

Berollung

Dabei handelt es sich um die lockere Belegung einer Flussole mit Steinen oder Grobschotter, um die Eintiefung der Sohle zu verhindern und das Gewässerbett zu stabilisieren.

Karten- und Literaturrecherche

Franzische Landesaufnahme aus den Jahren 1809 – 1819: Die Franzische Landesaufnahme (Abb. 26) oder auch Zweite Landesaufnahme besteht aus schriftlichen Operaten und zwei Kartenwerken. Bei den Kartenwerken unterscheidet man die Urmappe im Maßstab 1:2.880 und die sogenannten Indikationsskizzen. Im Zuge dieses Projektes wurde mit der Urmappe gearbeitet, die vom Amt der Oö. Landesregierung in digitaler und georeferenzierter Form zur Verfügung gestellt wurde und damit ohne Probleme in das Programm ArcGIS übertragen werden konnte.

Die jeweiligen Parzellen sind in der Urmappe je nach ihrer Nutzung farbig dargestellt: Steinbauten beispielsweise sind rot, Holzbauten gelb, öffentliche Gebäude kräftig rot und Gewässer blau dargestellt (www.ivflserver.boku.ac.at, 7.2.2007).

Regulierungsoperat: Der Gewässerbezirk Linz stellte den Verfassern sämtliche an der Kreams vorhandene Regulierungsoperat zur Verfügung. Dabei handelt es sich um Pläne der geplanten beziehungsweise durchgeführten Regulierungen an der Kreams und ihrer Zuflüsse. Sie sind in unterschiedlichen Maßstäben verfasst und beinhalten in der Darstellung neben dem neuen, regulierten meist auch den ursprünglichen Flusslauf.

Mit Hilfe der Regulierungsoperat (Abb. 27) konnte der Lauflängenverlust anhand der maßstäblichen Darstellung exakt ermittelt werden. Unter Lauflängenverlust versteht man die Differenz zwischen der Länge des ursprünglichen und des regulierten Kreamslaufes. Regulierungen gehen immer mit einer Begradigung des Gewässerlaufes einher. Durch die fehlenden Krümmungen verliert das Gewässer an Lauflänge. Zusätzlich kommt es in den meisten Fällen zu einer starken Breitenreduktion des aktiven Flusskorridors („active channel“), die aus den vorhandenen Regulierungsoperaten ebenfalls gut ersichtlich ist.

Luftbilder: Die georeferenzierten Luftbilder waren sowohl bei der lagerichtigen Übertragung als auch bei der kartografischen Darstellung der Habitatkartierung im Programm ArcGIS hilfreich. Auch bei der Gegenüberstellung des Kreamslaufes aus der Urmappe mit dem aktuellen Lauf konnten mit Hilfe der Luftbilder anschauliche und gute Ergebnisse erzielt werden.

Literaturrecherche: Neben der Recherche im Internet und der bürointernen Literatur fand ein Teil im Linzer Landesarchiv statt.



Abb. 26: Ausschnitt eines Kreamsabschnittes in der Urmappe aus den Jahren 1809 bis 1819

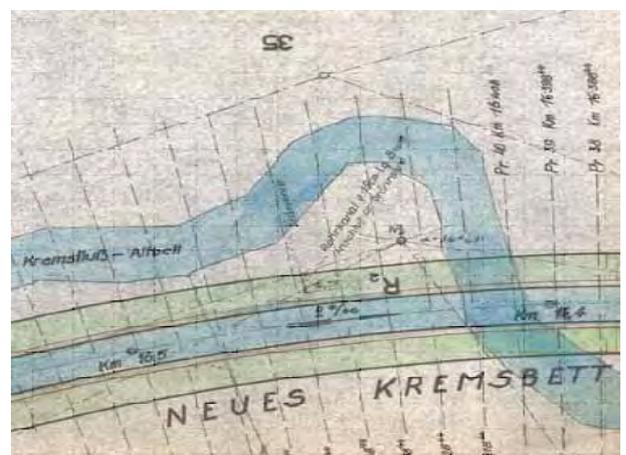


Abb. 27: Ausschnitt aus einem der Regulierungsoperate der Kreams

Datenbearbeitung

Die Bearbeitung der Daten erfolgte je nach Fragestellung und Format mittels der Software-Programme Microsoft Excel, AutoCAD oder ArcGIS. ArcGIS ist ein Geoinformationssystem (GIS) mit dem sich Geodaten erzeugen, bearbeiten, analysieren und darstellen lassen. Das hauptsächlich verwendete Dateiformat ist das sogenannte Shapefile. Im Falle dieses Projektes wurden Flächen-Shapes erstellt, da sich diese sowohl für die Darstellung der Habitatkartierung als auch für das Digitalisieren der Gewässerflächen aus der Urmappe am besten eignen.

Die bei der geodätischen Vermessung entstandenen Daten wurden in ein AutoCAD-File eingespielt und für die diversen Berechnungen in eine Excel-Tabelle übertragen (Abb. 28).



Abb. 28: Ausschnitt aus dem AutoCAD-File: Die Vermessungsdaten wurden eingespielt und konnten dadurch in der DKM (Digitale Katastralmappe) exakt eingetragen werden

Untersuchung der Querprofile

Folgende Untersuchungen und Vergleiche wurden an den 100 vermessenen Profilen getätigt, wobei die regulierten und unregulierten Profile sowohl miteinander als auch untereinander verglichen wurden:

- Analyse der Bettbreiten (von Böschungskante zu Böschungskante)
- Analyse der Maximaltiefen und benetzten Breiten (Breiten-Tiefenvarianz)
- Analyse der Durchflussflächen

An 40 der 100 Profile fand zusätzlich auch eine

- Analyse der Fließgeschwindigkeitsverteilung und die
- Analyse der benetzten Umfänge statt.

Um Vergleiche ziehen zu können musste die Fülle von Daten statistisch aufbereitet werden. Als Parameter wurde dazu der Variationskoeffizient gewählt. Der Variationskoeffizient ist ein relatives Streumaß, das die Standardabweichung vom Mittelwert in Prozent angibt. Er ist eine reine Maßzahl ohne Einheit und eignet sich sehr gut, die Streuung verschiedener Datensätze miteinander zu vergleichen (www.boku.ac.at, 2.7.2007).

Untersuchung der Habitate

Die im Gelände in den Aufnahmebögen skizzierte und vermarkte Kartierung der Mesohabitate wurde in das Programm ArcGIS übertragen. Mit Hilfe des erstellten Flächen-Shapefiles konnten

die Größen der einzelnen Habitate errechnet und anschließend die Daten in eine einfache Excel-Tabelle transformiert werden. Wie bei den Profilen fand anschließend auch ein Vergleich der

regulierten und unregulierten Profile miteinander und untereinander statt. Die im Zuge der Kartierung zusätzlich aufgenommene Information über potentielle Habitate wurde nicht in das Programm ArcGIS übertragen, aber bei den Analysen und

der Diskussion der Habitatkartierungen der einzelnen Abschnitte berücksichtigt. Gleiches gilt für Habitate, die natürlicherweise zu erwarten gewesen wären, aber nicht angetroffen werden konnten.

Gegenüberstellung der Querprofile und der Habitatkartierungen

Die Analysen der Profile und der Habitatkartierung brachten eine Fülle von Daten, die es nun miteinander zu verknüpfen galt. Möglicherweise lässt die morphologische Ausgestaltung der Profile auf die im jeweiligen Abschnitt vorkommenden Habitattypen und deren Heterogenität schließen. Um die morphologische Ausgestaltung

in Zahlen fassen zu können und vergleichbar zu machen wurden unterschiedliche Variationskoeffizienten herangezogen. In einem weiteren Schritt wurden sie den dazugehörigen Habitatkartierungen gegenübergestellt und auf Übereinstimmungen hin überprüft.

Vergleich mit dem vorliegenden Kartenmaterial

Nach Aufbereitung der unterschiedlichen Karten im ArcGIS konnten die Informationen miteinander verschnitten oder übereinander gelegt werden. Auf die aktuellen Luftbilder wurden die DKM und der aus der Urmappe heraus, per Hand

digitalisierte ursprüngliche Krenmsverlauf projiziert. Das erleichterte wiederum die Umlegung der bereits gewonnenen Ergebnisse aus den Analysen der Profile und Habitatkartierungen auf den gesamten Krenmsverlauf.



ERGEBNISSE

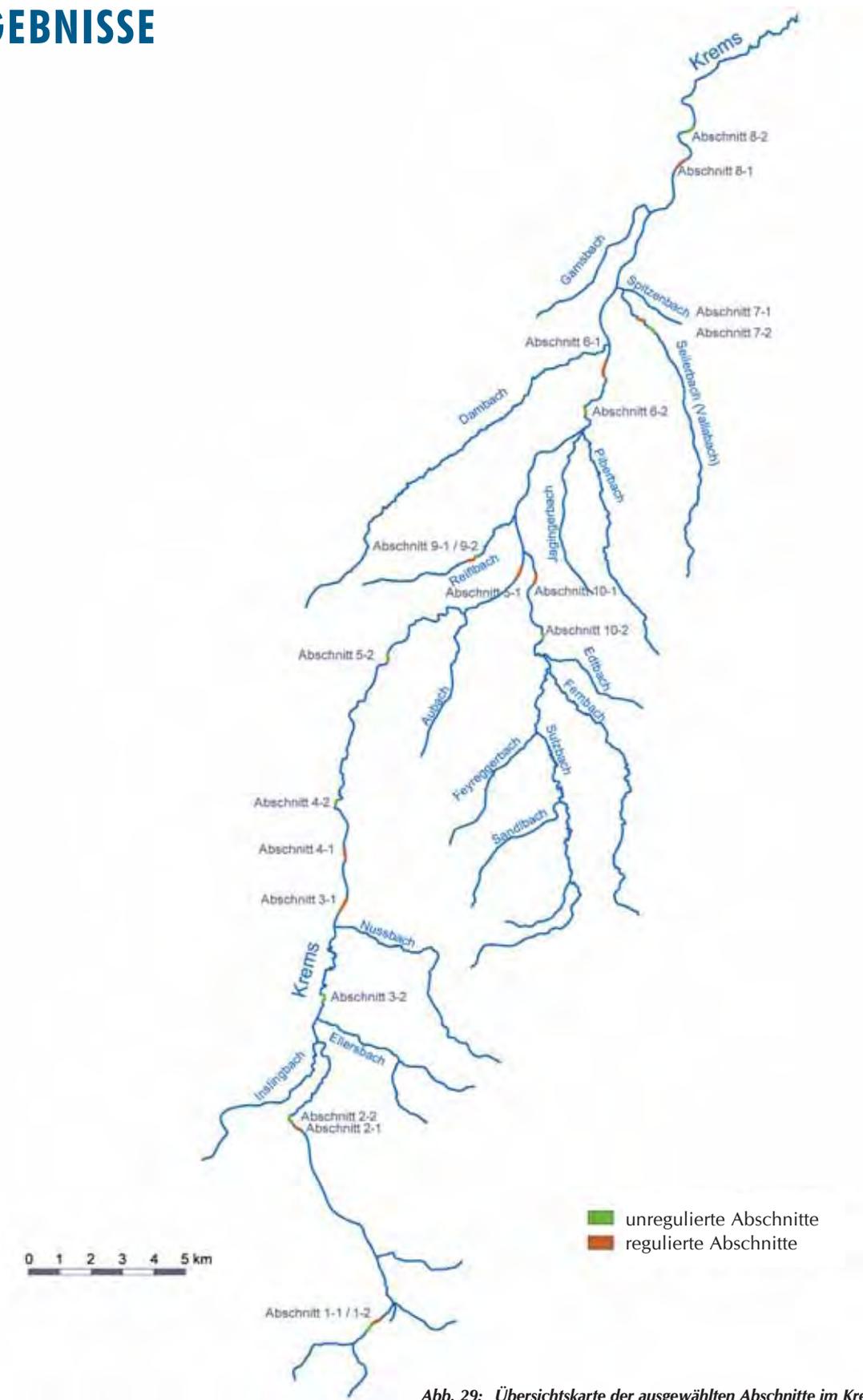


Abb. 29: Übersichtskarte der ausgewählten Abschnitte im Kremssystem

Darstellung der Querprofile

Querprofile der unregulierten Abschnitte

Um die Heterogenität der Querprofile messbar und damit vergleichbar zu machen, wurden unterschiedliche Parameter ausgewählt und deren Variationskoeffizient errechnet. Mit dessen Hilfe konnte eine Aussage über die morpholo-

gische Ausgestaltung des jeweiligen Profils beziehungsweise Abschnittes getroffen werden. Der Variationskoeffizient wurde von folgenden Parametern ermittelt:

Variationskoeffizient der Profilbreiten

Natürliche und naturnahe Fließgewässer sind hochkomplexe und dynamische Systeme, die einem ständigen Wandel unterzogen sind. Zwischen dem Gewässer und seinem Umland besteht eine intensive Konnektivität, die sich in der Ausbildung der Uferlinie widerspiegelt. Daher wurde die Annahme getroffen, dass sich die Hetero-

genität des unregulierten Gewässerbettes auch in seinen Profilen wieder findet. Dazu wurden für jeden Abschnitt die jeweiligen Profilbreiten herangezogen und deren Variationskoeffizient berechnet. Im Mittel liegt der Variationskoeffizient der Profilbreiten in den unregulierten Abschnitten bei 16,2%.

Variationskoeffizient der benetzten Breiten und Tiefen

Die Variation der benetzten Breite und der Maximaltiefen ist ein guter Parameter um den Natürlichkeitsgrad eines Fließgewässers zu erfassen. Innerhalb eines natürlichen Gewässers liegen charakteristische Abfolgen und Habitatverteilungen vor. Im Gewässerbett eines natürlich pendelnden Fließgewässers spiegeln sich Erosions- und Sedimentationsprozesse in der Ausbildung einer typischen Aufeinanderfolge von Kolken und

Furten beziehungsweise Prallhängen mit Uferabbrüchen und Gleitufern mit Seichtwasserzonen wider. Bei gestreckten Flusstypen sind Kolke und Furten in einer longitudinalen Abfolge vorhanden. Beim pendelnden Typ ist aber neben der longitudinalen auch eine laterale Differenzierung sichtbar. Dadurch ergeben sich unterschiedliche Breiten-, Tiefen-, Fließgeschwindigkeits- und Substratverhältnisse (JUNGWIRTH et al. 2003).

	Gewässer	Mittlere Profilbreite [cm]	Variationskoeffizient der Profilbreiten [%]
Abschnitt 1	Krems	953	24,6
Abschnitt 2	Krems	1144	13,9
Abschnitt 3	Krems	1559	14,2
Abschnitt 4	Krems	2021	3,5
Abschnitt 5	Krems	1995	16,5
Abschnitt 6	Krems	2073	16,1
Abschnitt 7	Seilerbach	616	19,2
Abschnitt 8	Krems	1812	14
Abschnitt 9	Reiflbach	999	24,8
Abschnitt 10	Sulzbach	1414	15,1
	Mittelwert:		16,2

Tab. 1: Die Variationskoeffizienten der Profilbreiten der unregulierten Abschnitte des Kremssystems



		Mittlere benetzte Breite [cm]	Mittlere Maximal- tiefe [cm]	Variationskoeffizient der benetzten Breiten [%]	Variationskoeffizient der Maximal- tiefen [%]
Abschnitt 1	Krems	322	37	12,4	52,1
Abschnitt 2	Krems	781	56	9,4	47,4
Abschnitt 3	Krems	948	109	29,1	43,6
Abschnitt 4	Krems	1254	58	32,7	37,6
Abschnitt 5	Krems	1263	55	47,4	33,0
Abschnitt 6	Krems	1427	81	29,9	29,1
Abschnitt 7	Seilerbach	392	45	25,0	41,3
Abschnitt 8	Krems	1362	121	19,5	32,6
Abschnitt 9	Reiflbach	401	35	27,2	54,4
Abschnitt 10	Sulzbach	725	68	30,7	33,1
Mittelwert:				26,3	40,4

Tab. 2: Die Variationskoeffizienten der Tiefen und benetzten Breiten der Profile der unregulierten Abschnitte des Kremssystems

Für die Berechnung des Breiten-Variationskoeffizienten wurden die benetzten Breiten verwendet und nicht die gesamte Profilbreite. Die benetzten Breiten werden von Wasseranschlagslinie zu Wasseranschlagslinie gemessen und sind daher aussagekräftiger als die Profilbreiten, die von Böschungsoberkante zu Böschungsoberkante gemessen wurden. Die benetzten Breiten sind viel stärker von der dynamischen Umgestaltung des Gewässerbettes geprägt, da sie sich z.B. schon durch eine Schotterbankumlagerung verändern. Die Profilbreiten sind in der Krems überwiegend durch höhere Wasserstände und die Umlandnutzung bestimmt und verändern sich da-

durch auch in naturnahen Gewässerabschnitten kaum bis gar nicht. Die intensive Bewirtschaftung der umliegenden Flächen und der Siedlungsdruck entlang des Flusses erlaubt der Krems keine Umgestaltung ihrer Profilbreiten. Sie bewegt sich sozusagen in einem klar definierten Gewässerbett und es kann sich lediglich die Wasseranschlagslinie verändern. Diese dynamische Veränderung der Wasseranschlagslinie wurde mit Hilfe des Variationskoeffizienten der benetzten Breiten vergleichbar gemacht. Der Variationskoeffizient der benetzten Breiten liegt in den unregulierten Abschnitten im Mittel bei 26% und jener der Maximaltiefen bei 40%.

Variationskoeffizient der Durchflussflächen

Natürliche Gewässerläufe sind durch ein eng verwobenes Netzwerk von Rinnern, Furten, Kolken und Flachwasserbereichen charakterisiert, die in vielfältigsten Ausprägungen vorliegen. Demnach sind auch die vom Wasser durchströmten Flächen, also Querschnittsflächen der einzelnen

Profile in einem naturnahen Abschnitt sehr vielfältig. Als Parameter für die Natürlichkeit wurde daher der Variationskoeffizient der durchströmten Profilquerschnitte herangezogen. Im Mittel liegt der Variationskoeffizient der Durchflussflächen bei 52%.



		Mittlere benetzte Fläche [m ²]	Variationskoeffizient der Durchflussflächen [%]
Abschnitt 1	Krems	0,9	78,2
Abschnitt 2	Krems	1,8	33,1
Abschnitt 3	Krems	6,5	66,5
Abschnitt 4	Krems	3,0	37,0
Abschnitt 5	Krems	4,3	35,3
Abschnitt 6	Krems	7,3	38,4
Abschnitt 7	Seilerbach	1,1	80,1
Abschnitt 8	Krems	8,0	32,3
Abschnitt 9	Reiflbach	0,9	52,4
Abschnitt 10	Sulzbach	2,4	61,9
		Mittelwert:	51,5

Tab. 3: Die Variationskoeffizienten der Durchflussflächen der Profile der unregulierten Abschnitte des Kremssystems



Variationskoeffizient der Fließgeschwindigkeiten

Die Fließgeschwindigkeit eines Gewässerabschnittes ist grundsätzlich durch das Gefälle bedingt, wobei die Variabilität einerseits von der Lage im Gewässerbett (Ufer, Flusskrümmung, etc.) und andererseits durch „instream structures“ beeinflusst wird. Solche Strukturen wie Totholzansammlungen, Steinblöcke, Wurzelstöcke, Schotter-, Kiesbänke, Kolke und Furten haben

sowohl eine morphologische als auch eine sehr große funktionelle Bedeutung. Totholzanhäufungen initiieren eine Strömungsdifferenzierung und somit auch eine heterogene Substratverteilung (JUNGWIRTH et al. 2003). Der mittlere Variationskoeffizient liegt bei den Fließgeschwindigkeiten der unregulierten Abschnitte bei 67%.

		Mittlere Fließgeschwindigkeit [m/s]	Variationskoeffizient der Fließgeschwindigkeit [%]
Abschnitt 1	Krems	0,22	63,2
Abschnitt 2	Krems	0,61	43,0
Abschnitt 3	Krems	0,45	79,2
Abschnitt 4	Krems	0,38	79,5
Abschnitt 5	Krems	0,31	49,4
Abschnitt 6	Krems	0,68	36,2
Abschnitt 7	Seilerbach	0,16	156,7
Abschnitt 8	Krems	0,69	28,1
Abschnitt 9	Reiflbach	0,35	44,5
Abschnitt 10	Sulzbach	0,29	92,4
		Mittelwert:	67,2

Tab. 4: Die Variationskoeffizienten der Fließgeschwindigkeiten der Profile der unregulierten Abschnitte des Kremssystems (OÖ)

Beispiele für typische unregulierte Profile

Die folgenden Abbildungen zeigen eine Auswahl für unregulierte Abschnitte charakteristischen morphologischen Profilausprägungen an. Unregulierte Abschnitte zeichnen sich durch eine hohe Struktur- und Habitatvielfalt aus, die sich auch in den Vermessungsprofilen widerspiegelt. Die hohe Tiefenvarianz und heterogene Ausgestaltung des Gewässerbettes als auch „instream

structures“ wie Rinner, Kolke, Bankstrukturen, Wurzelteller usw. sind mit Hilfe der geodätischen Vermessung erfassbar. Z.B. sind die Bänke in Abb. 30 und Abb. 31 in der Profilvermessung (Abb. 32 und Abb. 33) erkennbar und auch Strukturen, wie Rinner und Wurzelsteller (siehe Abb. 34 und Abb. 35) gut identifizierbar.



Abb. 30: Schotterbank im Profil 2 des unregulierten Kremns abschnittes 2 bei Inzersdorf (siehe auch Abb. 32)

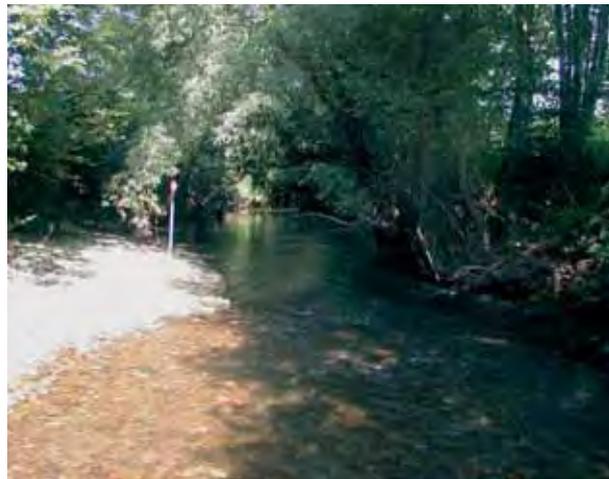


Abb. 31: Profil 7 des unregulierten Abschnittes 10 bei Rohr im Kremstal (siehe auch Abb. 33)

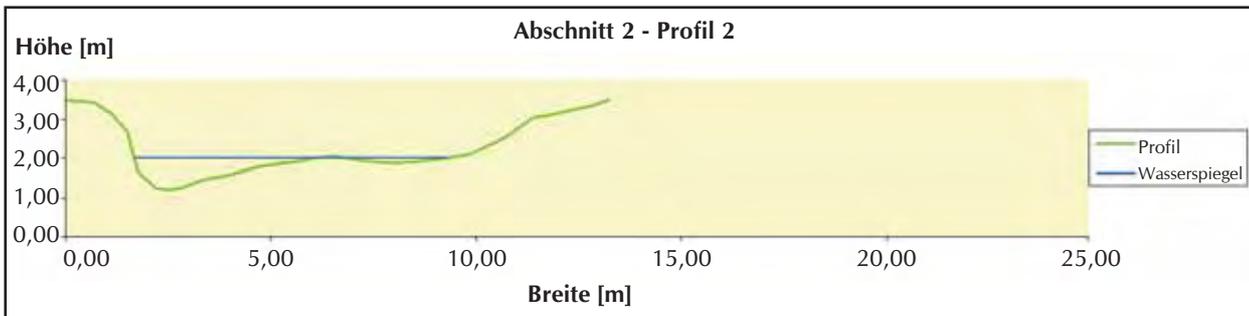


Abb. 32: Profil 2 im unregulierten Abschnitt 2 der Kreams bei Inzersdorf

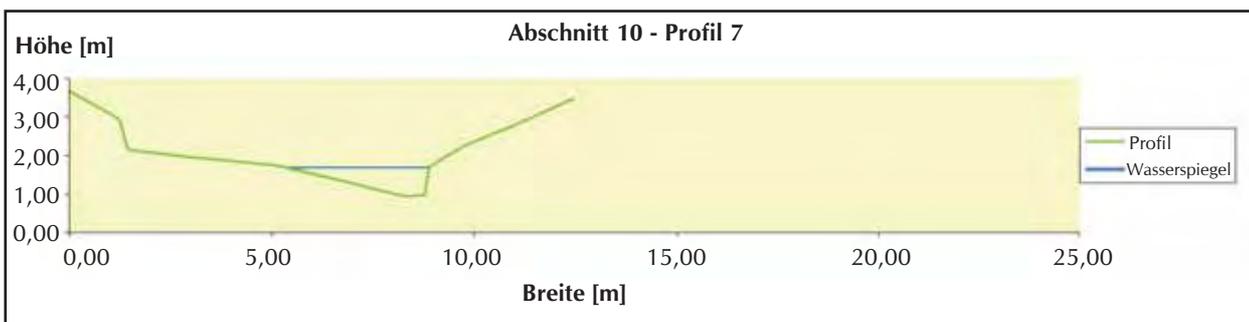


Abb. 33: Profil 7 im unregulierten Abschnitt 10 des Sulzbaches bei Rohr im Kremstal



Abb. 34: Das strukturnahe Profil 8 des unregulierten Abschnittes 1 der Krens bei Micheldorf (siehe auch Abb. 36, Blickrichtung flussaufwärts)



Abb. 35: Detail des Wurzelgeflechtes am orographisch rechten Ufer des Profils 8 des unregulierten Abschnittes 1 der Krens bei Micheldorf

Schlamm-, Sand-, Kies- und Schotterbänke (Abb. 34 und Abb. 35) entwickeln sich durch die Strömungsverhältnisse im Gewässerbett. In einem natürlich pendelnden und strukturreichen Gewässer sind die Strömungsverhältnisse sehr abwechslungsreich und forcieren damit die Entstehung von morphologischen Strukturen. Der Strukturreichtum des Profils 8 im Abschnitt 1 der Krens, der sich in den Abb. 34 und Abb. 35 zeigt, ist

auch im Vermessungsprofil in Abb. 36 erkennbar. Sowohl die Schotterbank als auch der sich daraus ergebende Rinnen samt Wurzelgeflecht sind ersichtlich. Die Einengung des Querschnittes durch die Schotteranlagerung lenkt die Strömung an das orographisch rechte Ufer und führt dort zu einer Unterspülung des Wurzelkörpers. Dieser wiederum stellt einen guten Lebensraum für die aquatische Fauna dar.

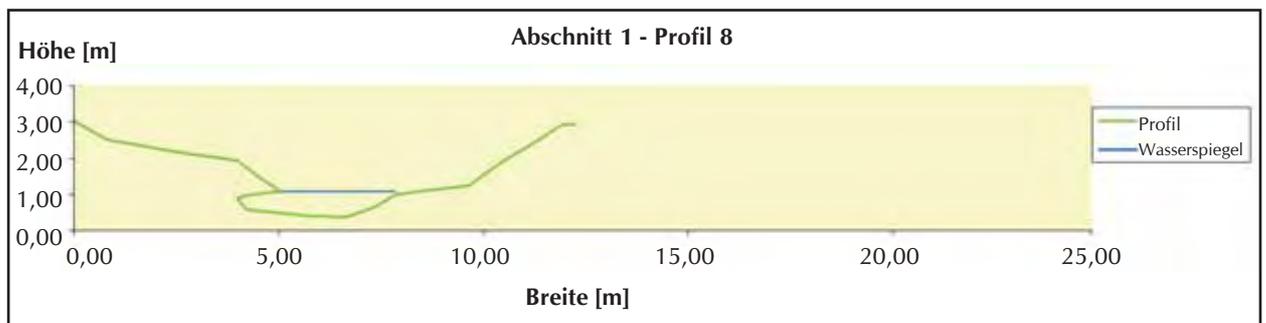


Abb. 36: Profil 8 des unregulierten Abschnittes 1 der Krens bei Micheldorf

Ergebnisse



Abb. 37: Das naturnahe Profil 10 des unregulierten Abschnittes 3 der Krens bei Sautern (siehe auch Abb. 39)

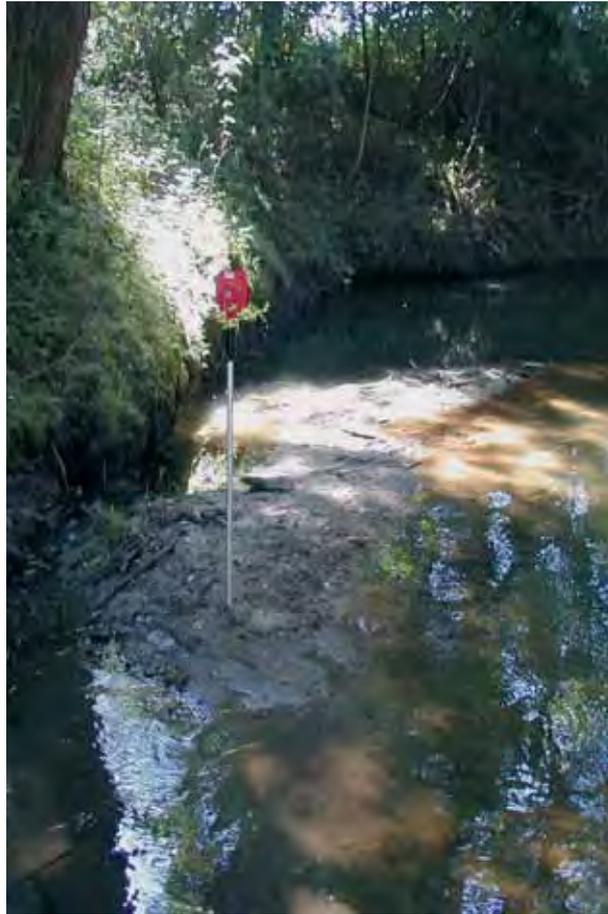


Abb. 38: Detailaufnahme der Schlammbank des Profils 10 des unregulierten Abschnittes 3 der Krens

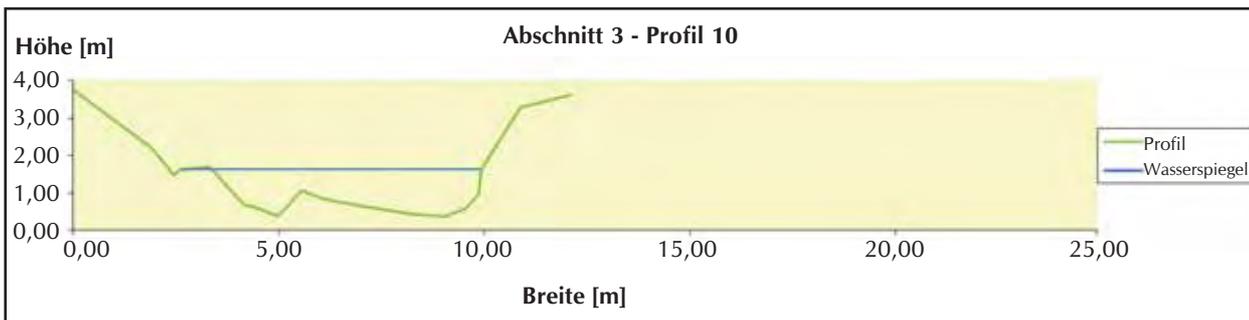


Abb. 39: Profil 10 des unregulierten Abschnittes 3 der Krens bei Sautern

Der Abschnitt 3 der Krens bei Sautern ist einer der am natürlichsten erhaltenen Abschnitte der Krens. Hier kann sich die Krens weitgehend unbeeinflusst von flussbaulichen Maßnahmen entwickeln und es findet sich bereits auf kleinem Raum eine Vielzahl von sehr heterogen aus-

geprägten Habitattypen. Wie in Abb. 37, Abb. 38 sowie Abb. 39 ersichtlich, finden sich Schotterbänke, Schlammbänke, unterspülte Ufer, Wurzelgeflechte, Rinner und Kolk dicht nebeneinander und bedingen damit eine enorme Habitatvielfalt.



Abb. 40: Das Profil 1 des unregulierten Abschnittes 8 des Kremsunterlaufes bei Ansfelden als Beispiel für eine Schotterbank im Stromstrich (siehe auch Abb. 42). Im Hintergrund ist eine lokale Ufersicherung zu sehen



Abb. 41: Das Profil 10 des Abschnittes 6 der Krems bei Weifersdorf zeigt die im Vermessungsprofil (Abb. 43) erkennbare Schotterinsel und den dazugehörigen Rinner

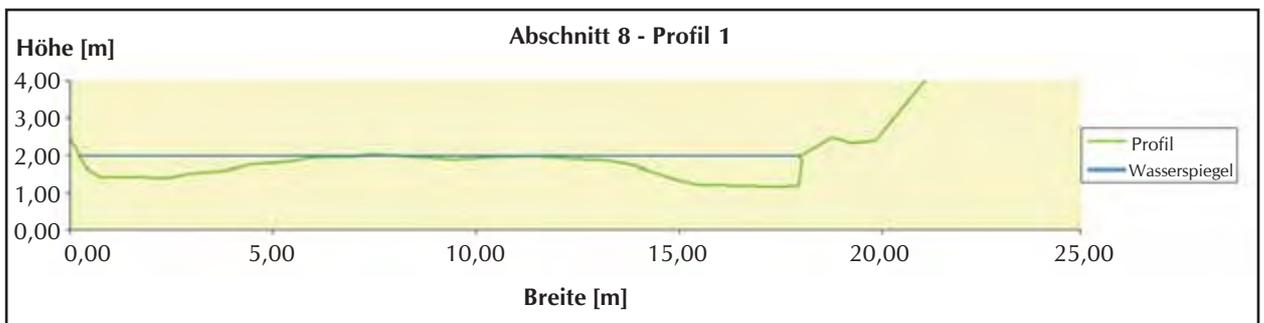


Abb. 42: Profil 1 des unregulierten Abschnittes 8 der Krems bei Ansfelden

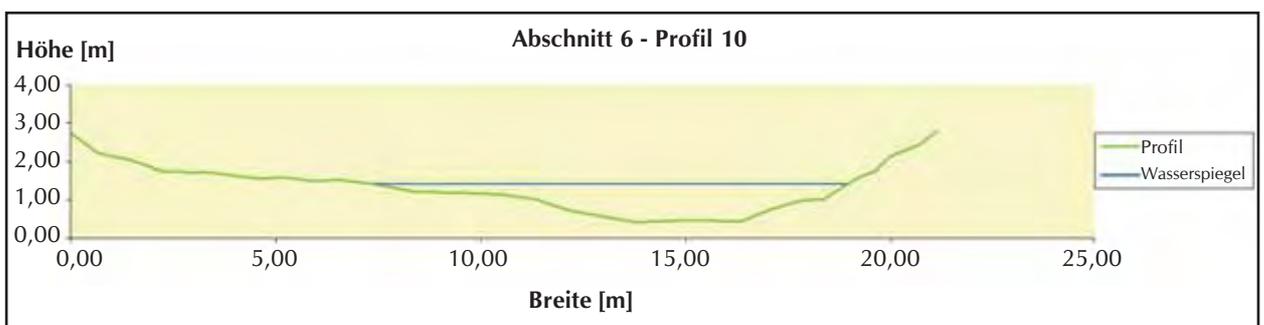


Abb. 43: Profil 10 des unregulierten Abschnittes 6 der Krems bei Weifersdorf

Querprofile der regulierten Abschnitte

Variationskoeffizient der Profilbreiten

Im Zuge einer Regulierung werden Gewässer, die ursprünglich über ein abwechslungsreiches Gewässerbett mit vielgestaltigen Böschungsausformungen verfügten, in ein Regelprofil gelegt. Diese Regelprofile weisen über den gesamten Regulierungsabschnitt eine definierte Profil- und

Bettbreite sowie eine einheitliche Neigung der Böschungen auf. Diese Vereinheitlichung lässt sich durch die Berechnung des Variationskoeffizienten verdeutlichen, der bei den Profilen der regulierten Abschnitte im Mittel bei 8,5% liegt.

		Mittlere Profilbreite [cm]	Variationskoeffizient der der Profilbreiten [%]
Abschnitt 1	Krems	1036	19,3
Abschnitt 2	Krems	1705	11,5
Abschnitt 3	Krems	1658	3,7
Abschnitt 4	Krems	2591	1,7
Abschnitt 5	Krems	1997	2,6
Abschnitt 6	Krems	3057	7,1
Abschnitt 7	Seilerbach	813	7,3
Abschnitt 8	Krems	3874	13,4
Abschnitt 9	Reiflbach	955	12,1
Abschnitt 10	Sulzbach	1768	6,4
		Mittelwert:	8,5

Tab. 5: Die Variationskoeffizienten der Profilbreiten der regulierten Abschnitte des Kremssystems

Variationskoeffizient der benetzten Breiten und Tiefen

Die regulierten Abschnitte zeichnen sich durch Blockwurfsicherungen ihrer Ufer und sohlstabilisierende Maßnahmen wie Berollungen, Pflasterungen und Querbauwerke aus. Diese Verbaungsmaßnahmen verhindern die dynamische Umge-

staltung der Sohle und der Ufer und führen zu einem strukturarmen Gewässerbett mit geringer Tiefen- und Breitenvarianz. Im Mittel liegt der Variationskoeffizient der benetzten Breiten bei 10% und jenen der Maximaltiefen bei 28%.

Variationskoeffizient der Durchflussflächen

Regulierungen, gekennzeichnet durch sohl- und uferstabilisierende Maßnahmen, führen zu einer geringeren Variabilität der Durchflussflächen.

Der mittlere Variationskoeffizient der Durchflussflächen liegt in den Profilen der regulierten Abschnitte bei 26%.

Variationskoeffizient der Fließgeschwindigkeiten

Die Variabilität der Fließgeschwindigkeiten innerhalb eines Abschnittes ist stark von den vorhandenen Strukturen abhängig. Strukturen im Gewässerbett wirken als Strömungshindernisse, führen zur Verengung des Querschnitts und somit

zur Erhöhung der Fließgeschwindigkeit. Je strukturärmer ein Gewässerbett ist, desto niedriger ist auch der Variationskoeffizient. Im Mittel liegt der Variationskoeffizient der Fließgeschwindigkeiten in den regulierten Abschnitten bei 41%.

		Mittlere benetzte Breite [cm]	Mittlere Maximaltiefe [cm]	Variationskoeffizient der benetzten Breiten [%]	Variationskoeffizient der Maximaltiefen [%]
Abschnitt 1	Krems	388	24	12,9	59,5
Abschnitt 2	Krems	780	40	15,7	22,3
Abschnitt 3	Krems	1060	86	16,9	19,7
Abschnitt 4	Krems	1083	58	17,3	33,3
Abschnitt 5	Krems	864	66	12,5	50,8
Abschnitt 6	Krems	1969	95	0,8	12,9
Abschnitt 7	Seilerbach	310	33	15,4	21,3
Abschnitt 8	Krems	1911	52	3,5	15,4
Abschnitt 9	Reiflbach	110	15	5,4	15,1
Abschnitt 10	Sulzbach	986	69	1,1	25,9
Mittelwert:				10,1	27,6

Tab. 6: Die Variationskoeffizienten der benetzten Breiten und Tiefen der Profile der regulierten Abschnitte im Kremssystem

		Mittlere benetzte Fläche [m ²]	Variationskoeffizient der Durchflussflächen [%]
Abschnitt 1	Krems	0,5	27,0
Abschnitt 2	Krems	2,0	10,7
Abschnitt 3	Krems	7,1	34,4
Abschnitt 4	Krems	4;0	30,5
Abschnitt 5	Krems	4,3	64,4
Abschnitt 6	Krems	15,1	10,3
Abschnitt 7	Seilerbach	0,6	15,4
Abschnitt 8	Krems	6,9	3,1
Abschnitt 9	Reiflbach	0,2	25,4
Abschnitt 10	Sulzbach	5,2	38,4
Mittelwert:			25,9

Tab. 7: Die Variationskoeffizienten der Durchflussflächen der Profile der regulierten Abschnitte im Kremssystem

		Mittlere Fließgeschwindigkeit [m/s]	Variationskoeffizient der Fließgeschwindigkeit [%]
Abschnitt 1	Krems	0,33	8,0
Abschnitt 2	Krems	0,64	24,7
Abschnitt 3	Krems	0,10	43,0
Abschnitt 4	Krems	0,18	64,7
Abschnitt 5	Krems	0,55	59,1
Abschnitt 6	Krems	0,31	70,9
Abschnitt 7	Seilerbach	0,30	48,7
Abschnitt 8	Krems	0,87	8,7
Abschnitt 9	Reiflbach	0,62	44,4
Abschnitt 10	Sulzbach	0,09	38,9
Mittelwert:			41

Tab. 8 Die Variationskoeffizienten der Fließgeschwindigkeiten der Profile der regulierten Abschnitte im Kremssystem

Beispiele für typische regulierte Profile

Regulierungen greifen stark in die morphologische Ausgestaltung der Profile ein. Die dynamische Umgestaltung des Gewässerbettes und seines Ufers wird mittels Blockwurfsicherungen und Sohlstabilisierungen weitgehend unterbunden. Besonders Pflasterungen der Sohle und des Ufers (Abb. 44 und Abb. 45) erlauben lediglich

die Umlagerung des Sedimentes in longitudinaler Richtung, nicht aber eine geländemorphologische Entwicklung. Strukturen wie Kolke, Furten, Rinner oder unterspülte Ufer können sich kaum entwickeln und sind daher in den hart regulierten Abschnitten Mangelhabitate.



Abb. 44: Das Profil 1 im regulierten Abschnitt 1 der Krems bei Micheldorf (siehe auch Abb. 46) als Beispiel für eine Kanalisierung mit Sohlpflasterung und Ufermauer



Abb. 45: Die Sohlpflasterung des Reiflbaches zwischen Straß und Burg (siehe auch Abb. 47), die eine dynamische Veränderung der Uferlinie oder der Gewässersohle praktisch unmöglich macht

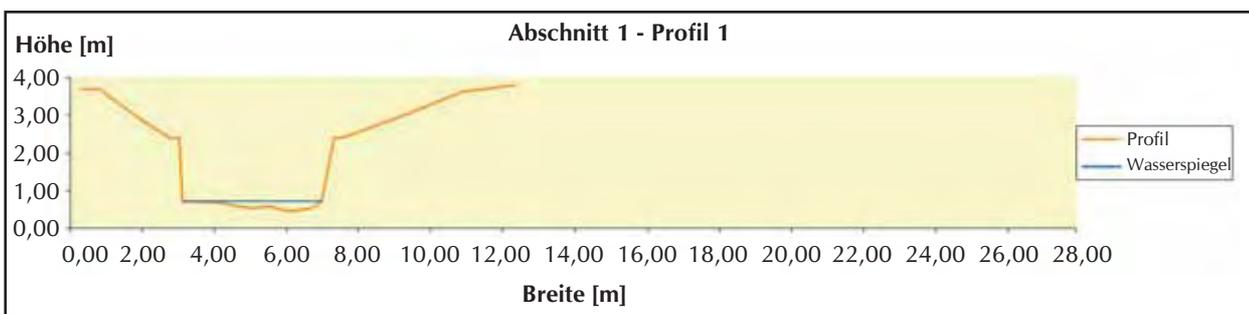


Abb. 46: Profil 1 des regulierten Abschnittes 1 der Krems bei Micheldorf

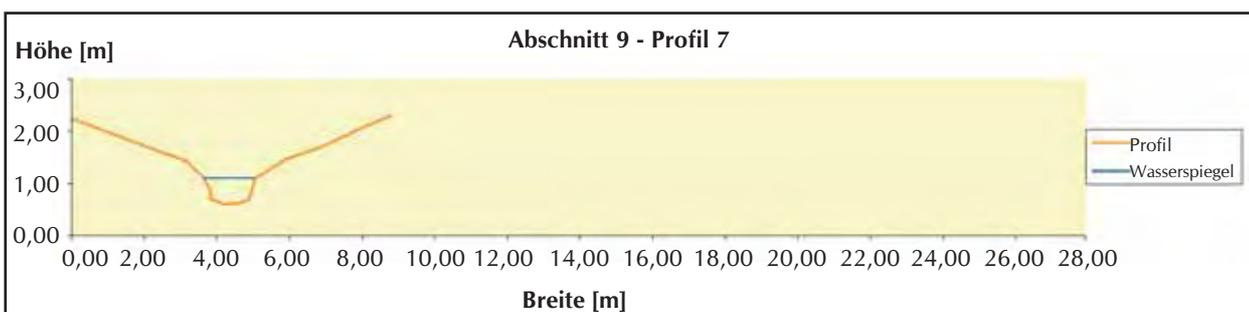


Abb. 47: Profil 7 des regulierten Abschnittes 9 des Reiflbaches zwischen Straß und Burg



Abb. 48: Teil des regulierten Abschnittes 4 der Krens bei Wartberg als Beispiel für eine Ufersicherung mit Blockwurf (siehe auch Abb. 51)



Abb. 49: Das Profil 2 des regulierten Abschnittes 10 des Sulzbaches bei Rohr im Kremstal (siehe auch Abb. 52) weist Blockwurfsicherung am Ufer auf und die Sohle ist ungefähr alle 60 m mit Sohlgersten stabilisiert

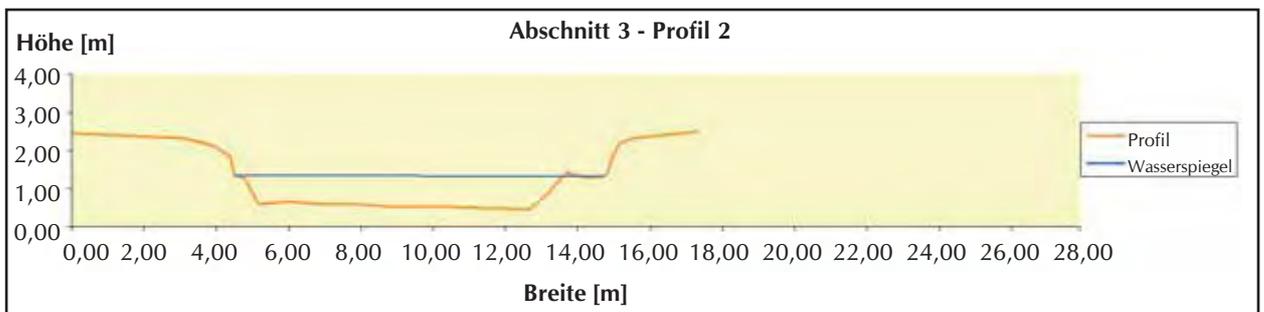


Abb. 50: Profil 2 des regulierten Abschnittes 3 der Krens in Wartberg

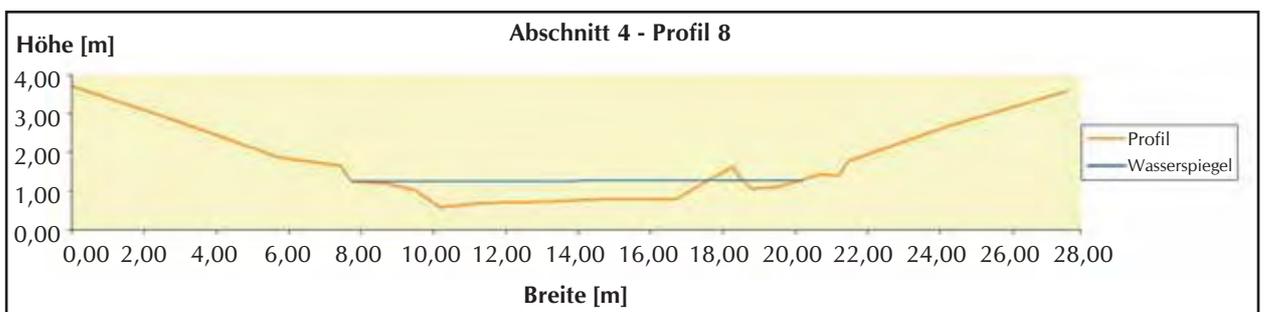


Abb. 51: Profil 8 des regulierten Abschnittes 4 der Krens bei Wartberg

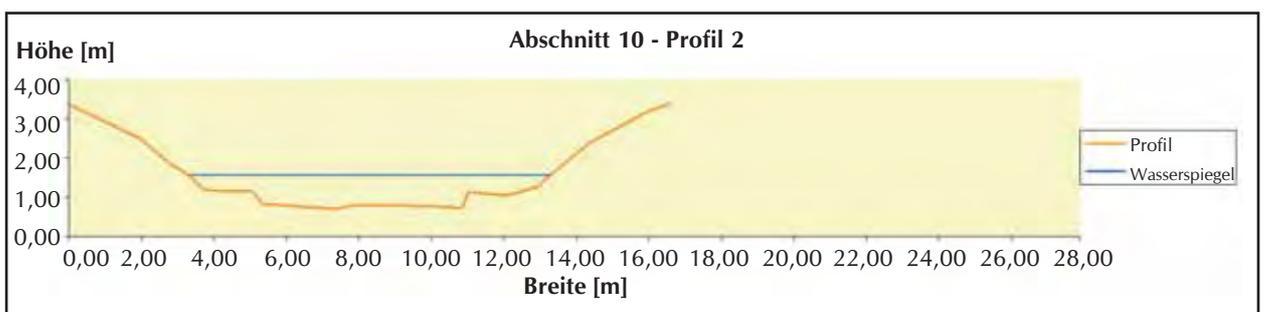


Abb. 52: Profil 2 des regulierten Abschnittes 10 des Sulzbaches bei Rohr im Kremstal

Regulierte Abschnitte mit Blockwurfsicherungen am Ufer und sohlstabilisierenden Maßnahmen im Gewässerbett sind strukturarm und in ihrer morphologischen Ausprägung sehr monoton (siehe Abb. 48 und Abb. 49). Dies zeigt sich auch in der geringen Tiefenvarianz der Profile (siehe Abb. 50 bis Abb. 52). Blocksteinwurf am Ufer oder aus

Blöcken bestehende Sohlbauwerke stellen meist die einzigen Strukturen in einem regulierten Gewässer dar und bedingen im Gewässerbett häufig die einzigen Tiefenunterschiede. Sohlgurte initiieren in ihrer flussabwärtigen Umgebung Auskolkungen und auch Blocksteine können zu geringfügigen Umformungen der Sohle führen.

Darstellung der Habitatkartierung

Die den folgenden Analysen zu Grunde liegenden, im Programm ArcGIS ausgearbeiteten Habitatkartierungen (Abb. 53) sämtlicher Abschnitte finden sich als Übersichtskarte von Seite 72 bis 91.

Um die Ergebnisse der Habitatkartierung der einzelnen Abschnitte besser vergleichbar zu gestalten, werden die Habitattypen zu Kategorien zusammengefasst, die wie folgt lauten:

Biotische Strukturen: Dies sind pflanzliche Materialien, die nicht zur aquatischen Flora zählen, aber Verstecke, Unterstände und wertvollen Lebensraum bieten und zusätzlich die heterogene Ausprägung verbessern. Dazu zählen z.B. Totholzansammlungen und eintauchende Ufervegetation an steilen oder flachen Ufern.

Morphologische Strukturen: Dazu gehören die

klassischen Mesohabitattypen Schotter-, Kies-, Sand- und Schlammbank, Flachwasserbucht, Flachwasserstrecke in unregulierten Abschnitten, unterspültes Ufer, Kolk, Furt und Rinner.

Anthropogene Strukturen: Lose Steinsicherung, Buhne, Flachwasserstrecke in regulierten Abschnitten, Regulierungsstrecke, Schuttablagerung, künstliches Querbauwerk, Uferverbauung und Berollung bilden diese Kategorie. Diese Habitattypen sind direkt oder indirekt durch menschliche Eingriffe in das Fließgewässer entstanden, wobei beachtet werden muss, dass künstliche Querbauwerke, Regulierungs- und Flachwasserstrecken keinen bzw. nur wenig Lebensraum bieten. Lose Steinsicherungen und Schuttablagerungen bilden durch ihre raue Oberfläche und den entstehenden Lückenraum in einer strukturlosen Regulierungsstrecke oft die einzigen, die mono-



Abb. 53: Beispiel einer im Anhang befindlichen Übersichtskarte einer Habitatkartierung

tone Ausprägung unterbrechenden Strukturen. Der Typus Flachwasserstrecke wird bei der Einteilung in Habitattypen in zwei Unterkategorien aufgeteilt. Der eine Typ Flachwasserstrecke entsteht in einem regulierten Abschnitt anthropogen und wird daher auch den anthropogenen Strukturen zugewiesen. Hinsichtlich der morpholo-

gischen Ausprägung sehr ähnliche Strukturen entstehen auch natürlich in unregulierten Abschnitten, wo sie aber eine viel geringere Ausdehnung aufweisen als in regulierten Abschnitten. Eine Flachwasserstrecke in einem unregulierten Abschnitt wird daher den morphologischen Strukturen zugeteilt.

Habitatkartierung der unregulierten Abschnitte

In den unregulierten Abschnitten finden sich insgesamt 18 verschiedene Habitattypen. In Abb. 54 sind ihre Anteile in Prozent an der Gesamtfläche des jeweiligen Abschnittes dargestellt. Die

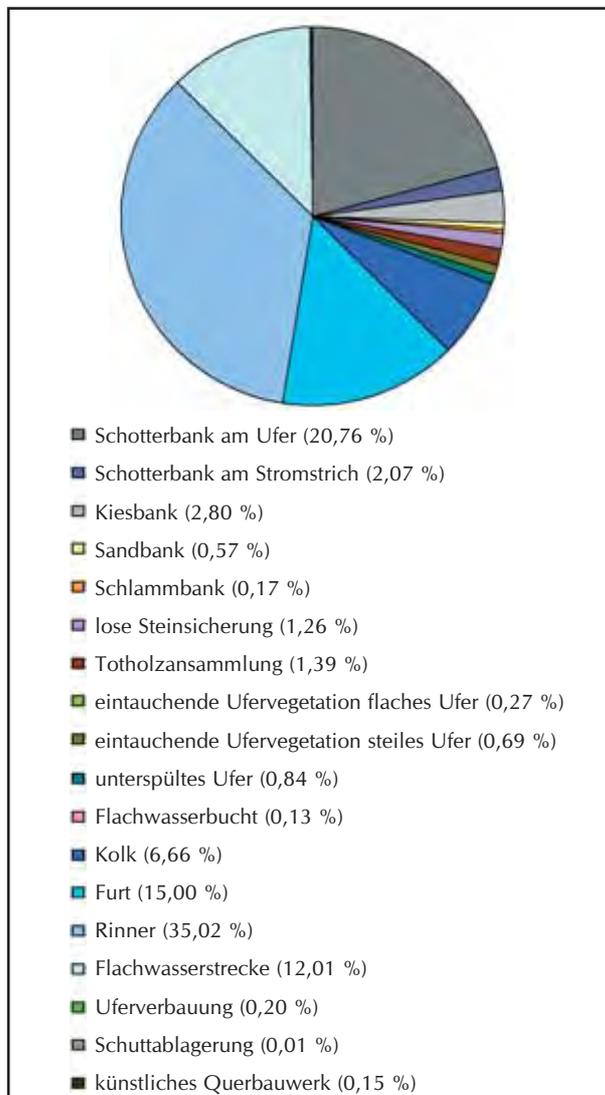


Abb. 54: Gegenüberstellung der Flächenanteile der einzelnen Habitattypen der unregulierten Abschnitte

Gegenüberstellung zeigt eine deutliche Dominanz natürlicher Habitattypen, wobei den anteilmäßig größten Typ der Rinner mit 35% Flächenanteil darstellt, gefolgt von der Schotterbank am Ufer mit knapp 21%, Furt mit 15%, Flachwasserstrecke mit 12% und Kolk mit knapp 7%. Der Typus Schotterbank im Stromstrich liegt bei 2% und Kiesbank bei knapp 3%. Die restlichen Habitattypen treten nur mit Anteilen unter 2% auf.

Die Zusammenfassung der Habitattypen in die zu Beginn dieses Kapitels erläuterten Kategorien ergibt die in Abb. 55 dargestellte flächenanteilige Gegenüberstellung der Strukturtypen. Dabei nehmen die morphologischen Strukturen 96% der kartierten Gesamtfläche in den unregulierten Abschnitten ein, die anthropogenen Strukturen knapp 1,6% und biotische Strukturen 2,4%.

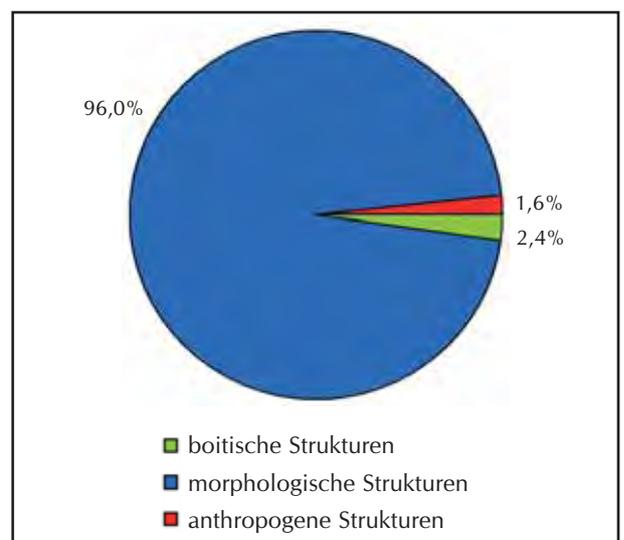


Abb. 55: Die Habitatkartierung der unregulierten Abschnitte nach der Einteilung in Kategorien

Habitatkartierung der regulierten Abschnitte

Die Kartierung der regulierten Abschnitte ergab 16 verschiedene Habitattypen. Die Gegenüberstellung der flächenmäßigen Anteile in Abb. 56 belegt eine Dominanz der Regulierungsstrecken mit fast 73%. Regulierungsstrecken weisen neben einer Uferverbauung auch sohlstabilisierende Maßnahmen auf und sind dadurch strukturlose und einheitliche Gewässerstrecken ohne nennenswerte Tiefenvarianzen. Daher ist so ein Gewässerabschnitt als einheitliches Habitat zusehen. Gewässerstrecken mit Uferverbauungen, aber ohne großflächige sohlstabilisierende Maßnahmen können aufgrund der Tiefen-

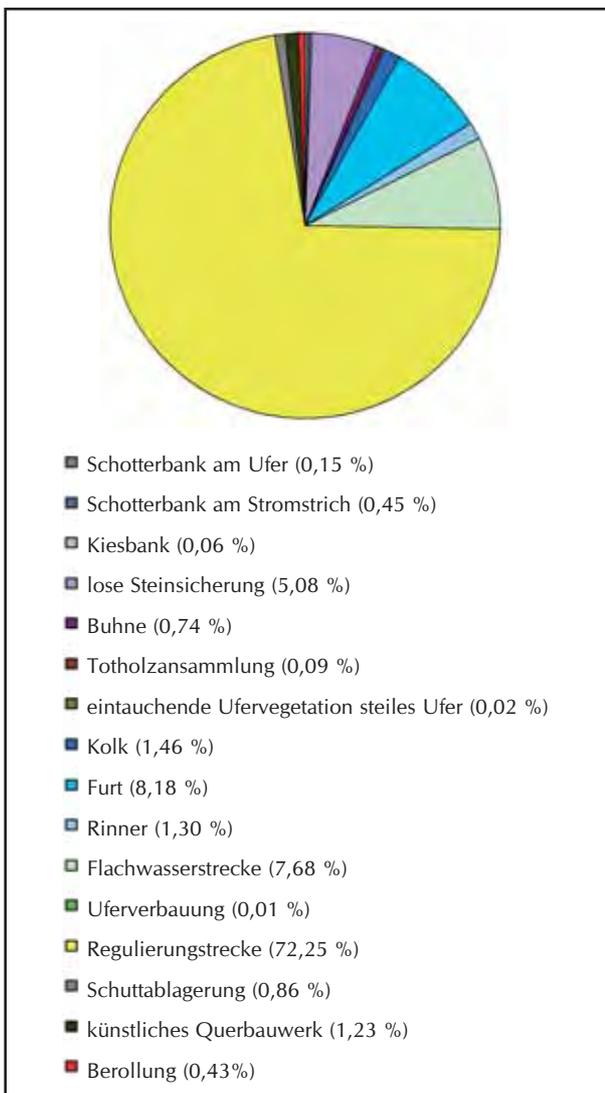


Abb. 56: Habitatkartierung der regulierten Abschnitte

varianzen über unterschiedliche Habitattypen verfügen. In diesem Fall wird die Uferverbauung als eigener Habitattyp aufgenommen und die auftretenden Habitattypen im Gewässer extra vermerkt. Der zweitgrößte Flächenanteil liegt beim Typus Flachwasserstrecke, der in regulierten Abschnitten anthropogenen Ursprungs ist, da seine Entstehung durch die Strukturarmut und Blockwurfsicherungen der Ufer bedingt ist.

Der Typus Furt ist mit ungefähr 8% der flächenmäßig drittgrößte Anteil, gefolgt von der losen Steinsicherung mit knapp 6%. Die restlichen Habitattypen treten nur mehr mit einem Flächenanteil unter 5% auf, wobei es sich zum Großteil um natürliche Habitattypen wie Schotter- und Kiesbänke, aber auch Kolk und Rinner handelt.

Die auf den ersten Blick für die regulierten Abschnitte sehr hoch erscheinende Anzahl 16 unterschiedlicher Habitattypen wird nach der Einteilung in die Strukturkategorien relativiert (Abb. 57), denn über 88% fallen den anthropogenen Strukturen zu und eigenen sich gar nicht oder nur sehr beschränkt als Lebensraum.

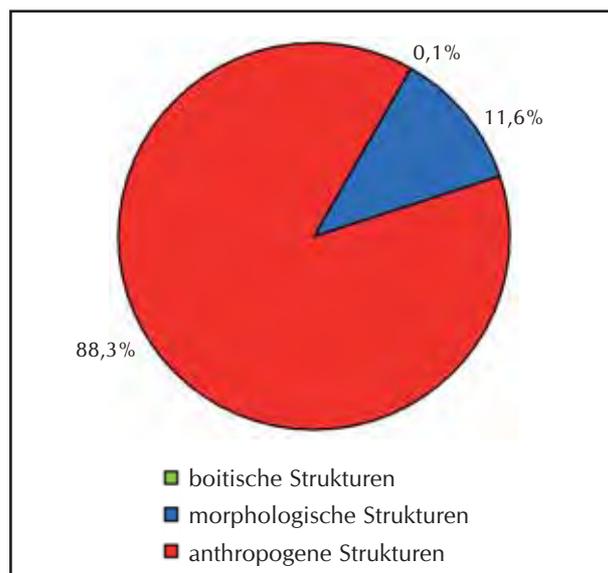


Abb. 57: Die Habitatkartierung der regulierten Abschnitte nach der Einteilung in Kategorien (der Anteil der biotischen Strukturen ist so gering, dass er in der Graphik nicht darstellbar ist)

Darstellung des Kartenmaterials

Franzsiszeische Landesaufnahme

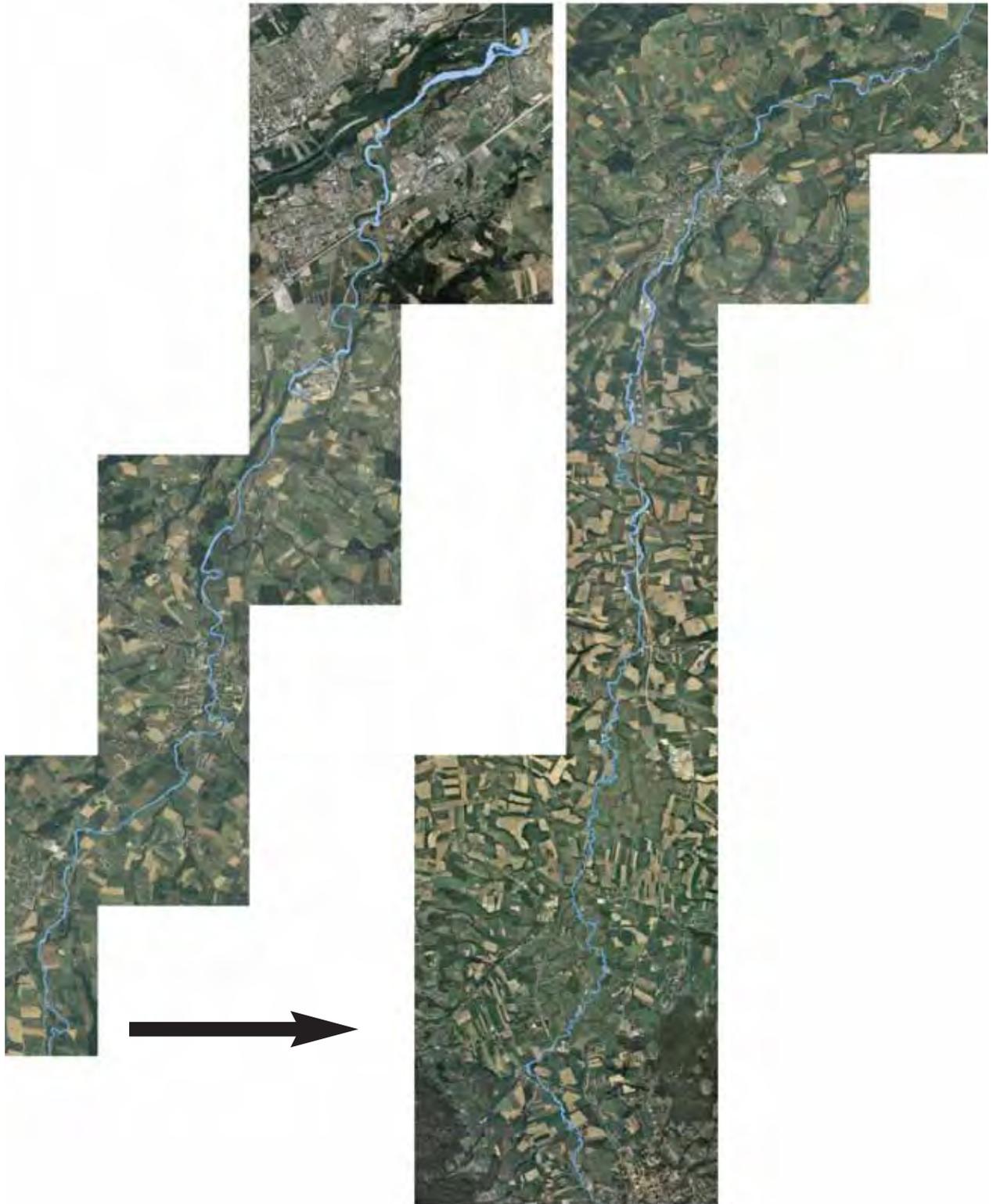


Abb. 58: Projektion des Kremsverlaufes aus der Franzsiszeischen Landesaufnahme (zwischen 1809 und 1819) auf das aktuelle Luftbild

Regulierungsoperat

Durch die Streckung seines Laufes im Zuge einer Regulierung geht dem Gewässer ein Teil seiner ursprünglichen Lauflänge verloren. Da in den Plänen der Regulierungsoperat

rungsoperat in Bauabschnitte, Teilabschnitte oder mehrere Lagepläne aufgeteilt.

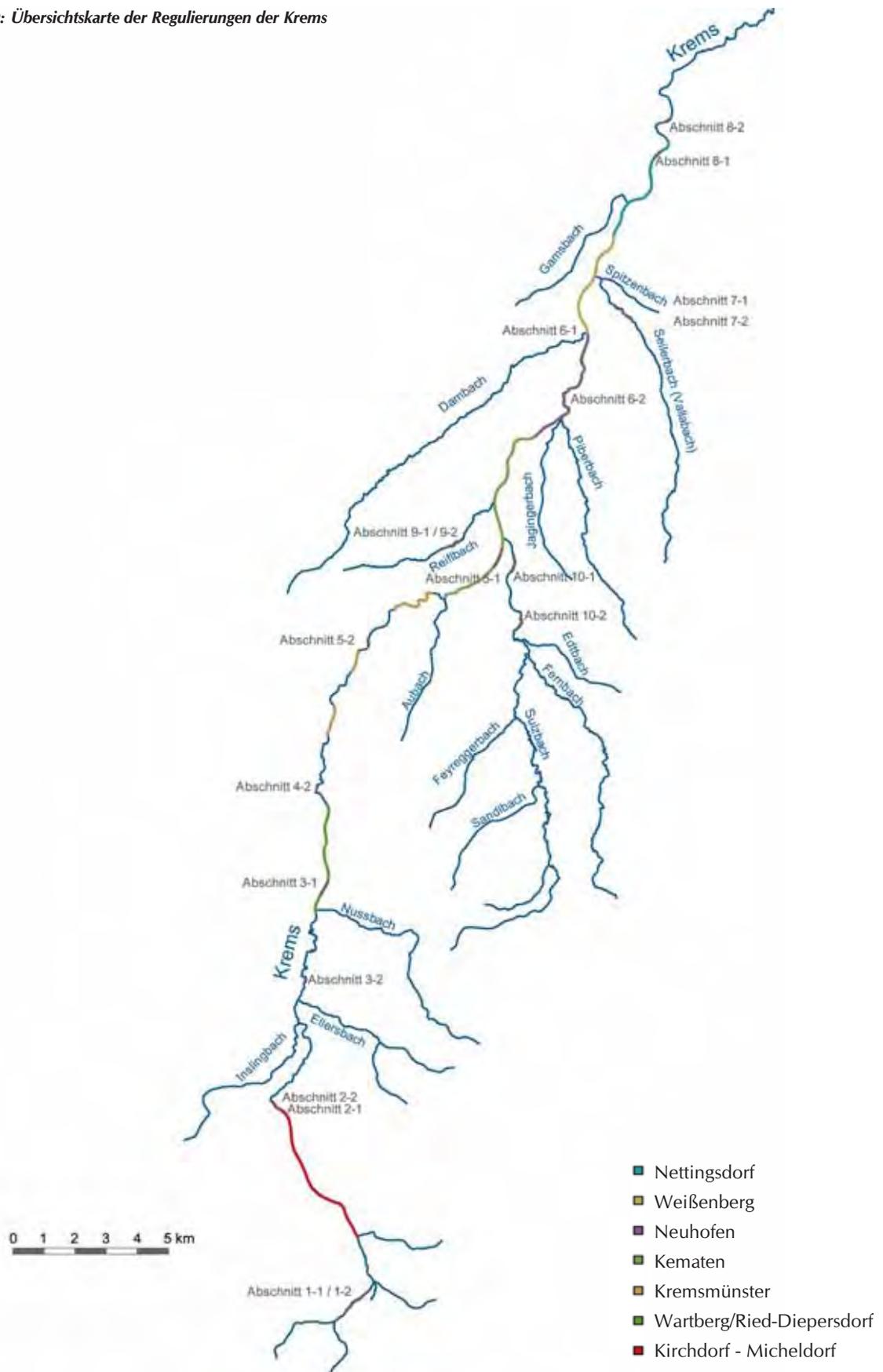
An der Krems inklusive Seilerbach und Sulzbach liegt der durchschnittliche Lauflängenverlust durch Regulierungen bei 20%. Den höchsten Verlust weist der Regulierungsabschnitt bei Neuhofen (Lageplan 3) mit 39,2% auf. Den geringsten Verlust der Lauflänge weist die Krems im Regulierungsabschnitt bei Weißenberg mit 3,4% auf.

Regulierungsoperat	Lauflänge		Lauflängenverlust	
	reguliert	unreguliert	[m]	[%]
Seilerbach	1200	1790	590	33,0
Sulzbach – Bauabschnitt 1	990	1170	180	15,4
Sulzbach – Bauabschnitt 2	1610	1890	280	14,8
Krems - Nettingsdorf - Teilabschnitt 1	1530	2170	640	29,5
Krems - Nettingsdorf - Teilabschnitt 2	560	760	200	26,3
Krems - Nettingsdorf - Ritzlhof	795	985	190	19,3
Krems - Weißenberg	1290	1335	45	3,4
Krems - Neuhofen - Lageplan 2	1130	1250	120	9,6
Krems - Neuhofen - Lageplan 3	1265	2080	815	39,2
Krems - Kematen	1910	2055	145	7,1
Krems - Kematen	2420	3280	860	26,2
Krems - Kremsmünster	1330	1430	100	7,0
Krems - Wartberg / Ried-Diepersdorf	710	900	190	21,1
Krems - Wartberg	780	880	100	11,4
Krems - Wartberg	1010	1390	380	27,3
Krems - Kirchdorf – Micheldorf – LP1	2290	3700	1410	38,1
Krems - Kirchdorf – Micheldorf – LP 2	1320	1690	370	21,9
Krems - Kirchdorf – Micheldorf	880	930	50	5,4
	Mittelwerte:		370	20,0

Tab. 9: Auflistung der Regulierungsoperat der Krems, des Seilerbaches und des Sulzbaches und des ermittelten Lauflängenverlustes durch die Regulierungsmaßnahmen



Abb. 59: Übersichtskarte der Regulierungen der Krems



DISKUSSION

Analyse der Querprofile

Querprofile der unregulierten Abschnitte

Gewässer bilden aufgrund der Anpassung an topographische und geologische Verhältnisse in ihrem Einzugsgebiet sowie durch Erosion und Sedimentation verschiedene Flussbettformen (NIEMEYER-LÜLLWITZ & ZUCCHI 1985) und damit auch Profilformen aus. Für die Ausformung der jeweils typischen Flussbettform sind zahlreiche abiotische Faktoren wie Gefälle, Geschiebe, Geomorphologie, aber auch Einflüsse der Erdrotation, des Reflexionsgesetzes und der Turbulenz verantwortlich (MANGELSDORF & SCHEURMANN 1980). Aufgrund des Zusammenwirkens all dieser Faktoren kann ein natürliches Fließgewässer niemals über weite Strecken ein geometrisch geradliniges Bett ausbilden (NIEMEYER-LÜLLWITZ & ZUCCHI 1985) (Abb. 60). Ein natürlicher Fluss passt sich in seiner Laufgestalt den wechselnden abiotischen, vor allem geologischen Bedingungen an. Daher zeichnet sich die Morphologie seiner Profile durch große Vielfalt aus, die im Folgenden an Hand ausgewählter Parameter diskutiert wird.



Abb. 60: Ein geradliniges Flussbett kann über weite Strecken nur mit massiven Uferverbauungen erzwungen werden

Profilbreiten

Aus Tab. 1 ist ein mittlerer Variationskoeffizient der Profilbreiten der unregulierten Abschnitte von 16,2% ersichtlich. Der Variationskoeffizient des Abschnittes 4 ist im Vergleich zu den übrigen sehr gering. Dies erklärt sich zum einen aus der landwirtschaftlichen Nutzung des Gewässerumlandes, die im Luftbild in Abb. 61 zu erkennen ist und teilweise fast bis an die Profilerkante reicht (siehe grünen Pfeil in Abb. 61). Zum anderen ist die Krems in diesem Abschnitt massiv eingetieft (Abb. 62). Diese Eintiefung der Krems ist eine sekundäre Auswirkung der Kremsregulierungen, die zur Erhöhung der Fließ-

geschwindigkeit (NIEMEYER-LÜLLWITZ & ZUCCHI 1985) und Schleppkraft führten, wodurch mehr Sediment abtransportiert wird, als aus dem flussaufwärtigen Teil des Einzugsgebietes nachkommt. Dies führt zu Geschiebemangel und permanenter Eintiefung des Gewässers. Die Profilerkanten sind also keiner dynamischen Umgestaltung durch das Gewässer unterzogen und die Profilbreiten ändern sich dadurch kaum mehr. Da die Vermessung der Profilbreite von Oberkante zu Oberkante erfolgte, sind die Breiten in einem eingetieften Abschnitt sehr ähnlich und der Variationskoeffizient dementsprechend gering.



Abb. 61: Luftbildaufnahme des unregulierten Abschnittes 4 (mit grünen Linien gekennzeichnet) der Krens bei Ried-Diepersdorf, der stark durch landwirtschaftliche Bewirtschaftung geprägt ist



Abb. 62: Eintiefung der Krens im unregulierten Abschnitt 4 als einer der Gründe des geringen Variationskoeffizienten der Profilbreiten

Breiten-Tiefen-Varianz

Eine hohe Breiten-Tiefenvarianz ist ein guter Parameter, um die Natürlichkeit und die Habitatvielfalt eines Gewässers abzuschätzen (JUNGWIRTH et al. 2003). Sind sowohl die Variationskoeffizienten der benetzten Breiten als auch die der Maximaltiefen hoch, verfügt dieser Abschnitt über eine hohe Habitat- und Strukturvielfalt. Aus diesem Grund werden im Folgenden die Variationskoeffizienten dieser beiden Parameter behandelt.

Variationskoeffizient der benetzten Breiten

Die morphologische Heterogenität der unregulierten Abschnitte zeigt sich bereits in den Variationskoeffizienten der Profilbreiten (von Böschungsoberkante zu Böschungsoberkante) und soll sich demnach auch in den Variationskoeffizienten der benetzten Breiten der unregulierten Abschnitte finden. Strukturen wie Schotter-, Kies-, Sand- und Schlamm-bänke, aber auch Totholz, Wurzelstöcke oder umgefallene Bäume bewirken eine große Variabilität in der benetzten Breite eines Profils. Betrachtet man den Variationskoeffizienten der benetzten Breiten in Tab. 2 bestätigen dies auch die vermessenen benetzten Breiten an Krens, Sulzbach, Reiflbach und Seilerbach mit

Ausnahme der Abschnitte 1 und 2. Diese Ausnahmen ergeben sich in beiden Abschnitten jeweils durch ein regulierungsbedingt signifikant schmäleres Profil, das den Variationskoeffizienten so hoch werden lässt.

Variationskoeffizient der Maximaltiefen

Die Variationskoeffizienten der Maximaltiefen der unregulierten Abschnitte liegen im Mittel bei 40%. Ein hoher Maximaltiefen-Variationskoeffizient ergibt sich durch eine sehr heterogene Bettausgestaltung. Diese ist von den im Gewässer vorhanden morphologischen Strukturen, wie Kolk, Furt, Rinner oder Flachwasserbucht abhängig, deren Entstehung wiederum durch biotischen Strukturen, wie Totholzansammlungen oder eintauchende Ufervegetation begünstigt wird. Solche biotische Strukturen stellen an kleinen Fließgewässern meist den wichtigsten strukturbildenden Faktor dar (GEBLER 2005). Abb. 66 zeigt ein unreguliertes Profil am Reiflbach. Die vorhandenen Totholzablagerungen stellen auch sehr wichtige Strukturen für die Ausbildung der Gewässermorphologie dar. Je nach Lage der Totholzansammlung kann die Laufstrecke verändert werden und es kommt zu Furkationserscheinungen oder zur

Bildung von Seitenarmen. Totholz initiiert auch die Neubildung von Schlamm-, Sand- und Kiesbänken (HERING & REICH 1997). Andererseits sorgt Totholz direkt für eine Steigerung der Habitatvielfalt. Die Initiierung hoher morphologischer und hydrologischer Heterogenität gewährleistet Lebensraum für eine Vielzahl an Lebewesen (URBANEK et al. 1999). Benthosorganismen finden in den strukturreichen Totholzansammlungen ein hervorragendes Lebensraum- und Nahrungsangebot. Fischen dient Totholz als Einstand und

Jungfischen bietet es strömungsberuhigte Zonen und Deckung. Kieslaichende Fische treffen in den neu entstandenen Kiesbänken zusätzlichen Reproduktionsraum an.

Neben der Steigerung der Quantität an Habitaten wird auch die Qualität, die Anordnung und Vernetzung der einzelnen Lebensräume positiv beeinflusst. Totholzansammlungen initiieren in ihrem Umfeld hohe morphologische und hydrologische Heterogenität (URBANEK et al. 1999).

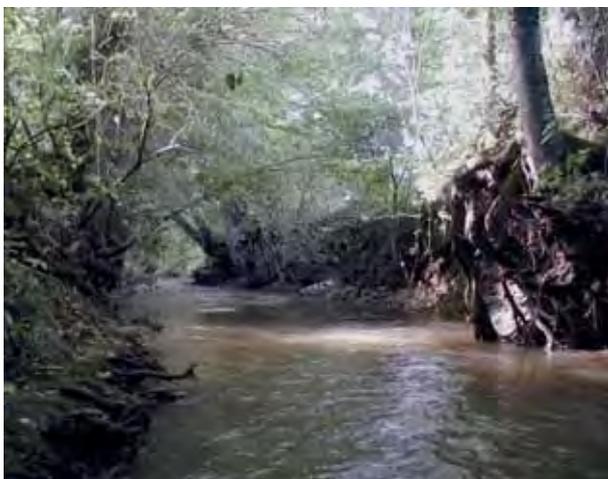


Abb. 63: Wurzelstrukturen im Seilerbach bei Schnellersdorf als wichtiger Strukturgeber



Abb. 64: Totholzansammlung in der Krems bei Sautern als wichtiger Strukturgeber im Gewässer

Durchflussflächen

Durchschnittlich liegt der Variationskoeffizient der Durchflussflächen in den unregulierten Abschnitten bei 51%. Der Abschnitt 1 der Krems mit 78%, der Abschnitt 3 der Krems mit 67% und der Abschnitt 7 des Seilerbaches mit knapp 80% liegen aber deutlich über diesem Durchschnitt. Die Gewässergröße und die Natürlichkeit des Abschnittes scheinen dies zu bedingen. Der Abschnitt 1 liegt im Oberlauf der Krems und weist eine dementsprechend geringere Gewässergröße auf (Abb. 65). Auch beim Abschnitt 7 des Reiflbaches handelt es sich um ein kleineres Gewässer. Zusätzlich sind alle drei Abschnitte sehr naturnah, wobei der Abschnitt 3 der Krems

bei Sautern (Abb. 67) der am ursprünglichsten erhaltene ist. Der Vergleich der Variationskoeffizienten der Profile der unregulierten Abschnitte lässt den Schluss zu, dass besonders kleinere Gewässer sehr heterogene Durchflussflächen aufweisen, denn je größer und damit breiter das Gewässerbett wird umso geringer fällt der Variationskoeffizient der Durchflussflächen aus.

Die Durchflussflächen werden in ihrer Ausdehnung an einem kleinen Gewässer durch biotische Strukturen wie Totholzansammlungen (Abb. 64) oder eintauchende Ufervegetation viel schneller beeinflusst als an größeren Gewässern.



Abb. 65: Der unregulierte Abschnitt 1 bei Micheldorf liegt im Oberlauf der Kreams



Abb. 66: Der unregulierte Abschnitt 9 des Reiflbaches zwischen Straß und Burg



Abb. 67: Der unregulierte Abschnitt 3 der Kreams bei Sautern ist der Abschnitt der am ehesten dem natürlichen Zustand der Kreams entspricht

Fließgeschwindigkeit

Im Mittel liegen die Variationskoeffizienten der Fließgeschwindigkeiten der unregulierten Abschnitte bei 59%, wobei aber besonders die Werte der Abschnitte 6, 7 und 8 weit vom Durchschnitt entfernt sind. Der Abschnitt 7 des Seilerbaches liegt mit 156,7% um 128,7% über dem Variationskoeffizienten des Abschnittes 8 der Kreams bei Ansfelden mit lediglich 28,10%. Der hohe Variationskoeffizient des unregulierten Abschnittes 7 mit über 100% ergibt sich aus den Kehrströmungen, die in diesem Abschnitt vermehrt auftreten (Abb. 68 und Abb. 70).

Die Variationskoeffizienten der Fließgeschwindigkeiten der Abschnitte 6 bei Weifersdorf und 8 bei Ansfelden sind im Vergleich zu den anderen unregulierten Abschnitten eher gering. Dies lässt sich dadurch erklären, dass die Kreams hier im Abschnitt 6 von einem großen Rinner (Pfeil in Abb. 70) dominiert wird, der sich beinahe über den gesamten Teil des Abschnittes erstreckt. Dadurch sind die gemessenen Fließgeschwindigkeiten sehr ähnlich und deshalb der Variationskoeffizient eher gering. Beim unregulierten Abschnitt 8 der Kreams bei Ansfelden lässt sich der

Diskussion

relativ geringe Variationskoeffizient damit erklären, dass dieser Abschnitt im Unterlauf der Krems liegt und sich damit nicht mehr so enorme

Unterschiede der Fließgeschwindigkeiten innerhalb des Abschnittes ergeben.



Abb. 68 (li.) u. Abb. 69 (re.): Die Totholzansammlungen initiieren im unregulierten Abschnitt 7 des Seilerbaches bei Schnellersdorf Kehrströmungen und führen bei den Fließgeschwindigkeitsmessungen zu einem sehr hohen Variationskoeffizienten (die rot-weiße Stange markiert das Profil)

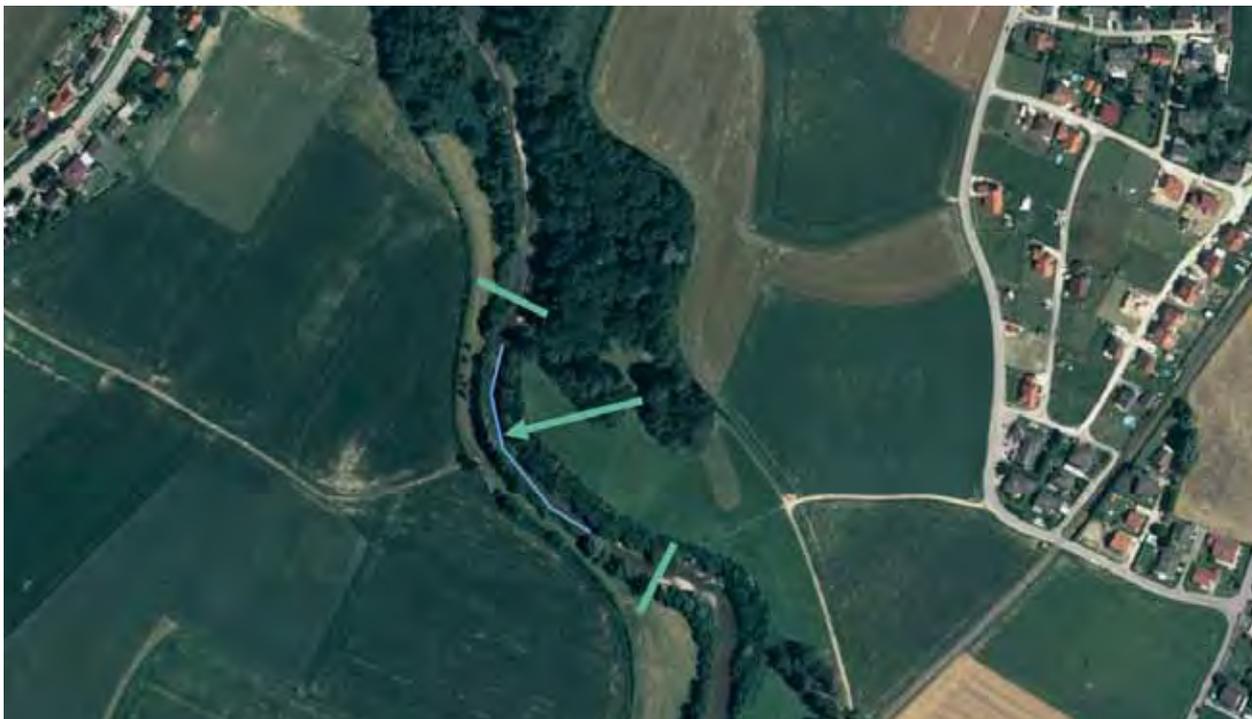


Abb. 70: Luftbildaufnahme des unregulierten Abschnittes 6 der Krems bei Weifersdorf

Querprofile der regulierten Abschnitte

Anthropogene Veränderungen der Linienführung und des Gewässerquerschnittes haben eine ganze Reihe von negativen Folgen, die sich im veränderten Gewässerquerschnitt unmittelbar zeigen, aber auch auf weiter unten gelegene Gewässerabschnitte auswirken. Durch Begrädnungen und Einengung von Flüssen entstehen ein größeres Gefälle und bei Hochwasser größere Wassertiefen. Diese beiden Faktoren bedingen wiederum eine kontinuierliche Sohlerosion und damit die sukzessive Eintiefung des Gewässerbettes bei gleichzeitiger Erhöhung des Sedimenttransportes. Das abtransportierte Geschiebe wird in weiter unten gelegenen Abschnitten wieder abgelagert und kann dort zu einer unnatürlichen Verengung des Gewässerquerschnittes führen.

Die Eintiefung des Gewässers verhindert das Austreten kleinerer Hochwässer über die Ufer, vermindert aber dadurch einerseits das Retentionspotenzial und verändert andererseits die für die Gewässerflora und -fauna wichtige Überschwemmungshäufigkeit der Aulandschaften. Die Bodenversiegelung im Einzugsgebiet eines Flusses bringt zudem eine weitere Verschärfung des Hochwasserproblems, da die Regenfälle ohne Verzögerung in den Fluss treten und damit zur Erhöhung der Abflussspitzen beitragen. Das Zusammenspiel aus diesen Faktoren fördert häufigere und verheerendere Überschwemmungen, die wiederum den Trugschluss zulassen, dieser Tatsache mit noch härteren Regulierungen und höheren Dämmen begegnen zu müssen.

Profilbreiten

Die Bettbreite, also der Abstand zwischen den Profiloberkanten, ist stark von den erfolgten Regulierungsmaßnahmen geprägt. Die Regelprofile verfügen über weite Strecken über eine gleich

bleibende Ausformung und dementsprechend gering sind die Variationskoeffizienten der Profilbreiten, die im Mittel bei 8,5% liegen (Abb. 71, Abb. 72, Abb. 73 und Abb. 74).



Abb. 71: Regulierter Abschnitt 9 des Reiflbaches zwischen Straß und Burg



Abb. 72: Regulierter Abschnitt 8 der Krems bei Ansfelden

Breiten-Tiefen-Varianz

Die Breiten-Tiefen-Varianz ist in Regulierungen stark reduziert. Bei den Variationskoeffizienten der benetzten Breiten, die im Mittel in den regulierten Abschnitten bei nur 10% liegen, fällt dies besonders auf. Durch die massiven Ufersicherungen kann sich die Uferlinie praktisch nicht verändern (Abb. 71 und Abb. 72 sowie Abb. 73 und Abb. 74) und damit bleiben auch die Variationskoeffizienten der benetzten Breiten sehr gering. Ähnliches gilt für die Variationskoeffizienten der Tiefen, die im Mittel bei 28% liegen und besonders in sohlgepflasterten Abschnitten sehr nieder ausfallen. Ausnahmen stellen hier lediglich die Variationskoeffizienten der Profile in den regulierten Abschnitten 1 bei Micheldorf

und 5 bei Rohr im Kremstal dar. Der regulierte Abschnitt 1 bei Micheldorf liegt im Oberlauf der Krens und verfügt über eine dementsprechende Geschiebefracht, die dynamisch umgelagert wird und unterschiedliche Tiefen initiieren kann. Auch der Abschnitt 5 bei Rohr verfügt trotz Regulierung über abwechslungsreiche Tiefen des Gewässerbettes. Die Erklärung liegt in der Uferverbauung mit Blockwurf, die hier sehr heterogen ausgestaltet ist. Teilweise bildet der Blockwurf sehr große Lücken und reicht unter Wasser weit in die Bettmitte hinein. So entstehen im regulierten Gewässerbett unterschiedlich ausgestaltete Bereiche mit abwechslungsreichen Tiefen, die den relativ hohen Variationskoeffizient bedingen.

Durchflussflächen

Die Variationskoeffizienten der Durchflussflächen sind stark von der Vielgestaltigkeit der Profile in einem Abschnitt abhängig. Die Ausbildung von Strukturen wie Rinner, Furt, Kolk oder Flachwasserbucht ist in regulierten Abschnitten viel seltener anzutreffen (vgl. Habitatkartierung) und dementsprechend gering fallen auch die Variationskoeffizienten der einzelnen regulierten Abschnitte aus. Eine Ausnahme bildet der Abschnitt 5 bei Rohr im Kremstal. Dies hängt

wiederum mit der schon vorhin erwähnten heterogen ausgestalteten Blockwurfsicherung zusammen. Die teils sehr abwechslungsreich in das Gewässerbett gelegten Blocksteine initiieren in ihrer Umgebung die Ausbildung von kleinen Kolken und stellen selber eine heterogene Struktur dar. Damit ergaben sich bei der Vermessung die für einen Regulierungsabschnitt sehr heterogen ausgestalteten Profile, die den relativ hohen Variationskoeffizienten bedingen.

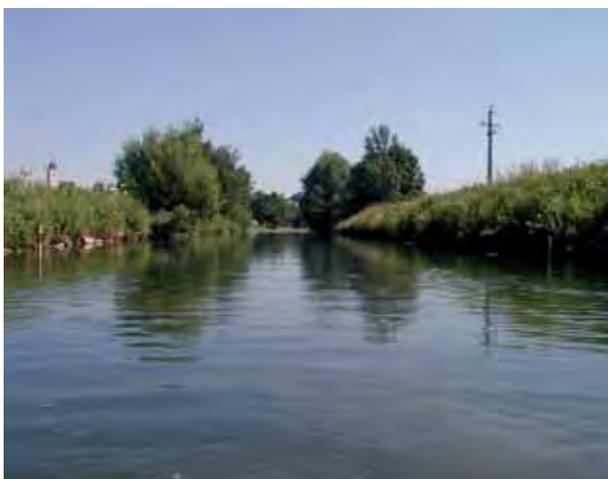


Abb. 73: Regulierter Abschnitt 3 der Krens bei Wartberg

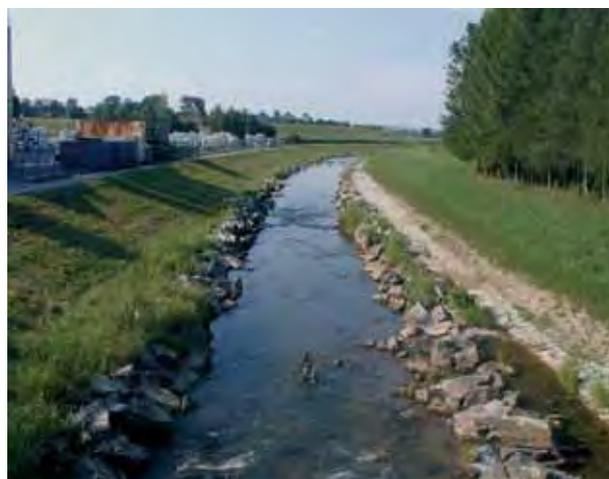


Abb. 74: Regulierter Abschnitt 4 der Krens in Wartberg

Fließgeschwindigkeit

Die Variabilität der Fließgeschwindigkeit in einem Abschnitt ist von der vorhandenen Habitat-ausstattung abhängig. Besonders Strukturen, wie einzelne Steine, Totholz aber auch Buhnen und Ufersicherungen aus lose verlegten Blocksteinen stellen im Gewässer ein Hindernis dar, das eine Änderung der Fließgeschwindigkeit nach sich zieht. Die Variationskoeffizienten in den regulier-

ten Abschnitten liegen im Mittel bei 41% und sind sehr unterschiedlich (Tab. 8). Die teilweise recht hohen Variationskoeffizienten lassen sich erneut mit den vorhandenen Regulierungsmaßnahmen erklären. Blocksteinwurf oder Buhnen sind massive Strömungshindernisse und führen dadurch auch zu einer heterogenen Geschwindigkeitsverteilung innerhalb eines Abschnittes.



Vergleich der unregulierten mit den regulierten Querprofilen

Bei einigen untersuchten Parametern ist der Unterschied zwischen regulierten und unregulierten Abschnitten nicht besonders groß. Dies ist in mehreren Faktoren begründet, die nachfolgend kurz beschrieben und anschließend anhand ausgewählter Beispiele erläutert werden.

- Berechnung des Variationskoeffizienten:
Der Variationskoeffizient wird mit Hilfe der Standardabweichung und des arithmetischen Mittels errechnet, wobei die Standardabweichung stark von Extremwerten beeinflusst wird (www.lrz-muenchen.de, 23.11.06). Weist also ein regulierter Abschnitt vier ähnlich breite Profile auf und das fünfte weicht auf Grund einer baulichen Eigenheit der Regulierung stark davon ab, gibt die Standardabweichung einen falschen Eindruck wider. Dies ist z.B. beim regulierten Abschnitt 1 und besonders beim Abschnitt 2 der Fall. Hier variieren vier der fünf vermessenen Profildreiten kaum, jedoch ist eines der Profile signifikant schmaler. Damit wird der Variationskoeffizient des regulierten Abschnittes durch dieses eine Profil unverhältnismäßig erhöht.

Faktoren, die besonders Variationskoeffizienten der Profildreiten und benetzten Breiten beeinflussen:

- Unnatürliche Eintiefung der Krems:
Durch die anthropogen erhöhten Fließgeschwindigkeiten auf Grund der wasserbaulichen Regulierungsmaßnahmen kommt es zu einem erhöhten Sedimenttransport und damit zu einer permanenten Eintiefung der Krems. Dadurch wird die Wasseranschlagslinie immer weiter nach unten verlegt und die ursprüngliche Uferlinie kann nur mehr im Hochwasserfall umgestaltet werden. Das Gewässer ist hier zwischen den unverbauten Ufern gewissermaßen fixiert. Trotz einer natürlichen Strukturausstattung im Flussschlauch fehlt die Möglichkeit der Laufumlagerung. Der Abschnitt ist zwar für den Laien optisch in einem sehr ursprünglichen Zustand erhalten, die, aus gewässerökologischer Sicht nachteilige Fixierung seines Laufes schlägt sich aber auch in den berechneten Werten nieder.
- Gestreckter Verlauf und hohe Fließgeschwindigkeiten des Gewässers im Oberlauf:
Durch das höhere Gefälle im Gewässeroberlauf treten höhere Fließgeschwindigkeiten auf, das Gewässerbett ist überwiegend gestreckt und die laterale Ausdifferenzierung ist gering. Daher ist die Ufer- und Auvegetation schmal und wird nur selten überflutet (JUNGWIRTH et al. 2003). Die Variationskoeffizienten der Gewäs-

serbreiten fallen durch diesen natürlicherweise eher gestreckten Verlauf entsprechend geringer aus.

- Dichte Ufervegetation:
Eine sehr dichte und vor allem ständig „gepflegte“ Ufervegetation kann das Gewässerbett ähnlich linienhaft fixieren wie eine Ufersicherung und somit eine dynamische Laufentwicklung verhindern (GEBLER 2005).
- Intensive landwirtschaftliche Nutzung des unmittelbaren Gewässerumlandes:
Durch die Bewirtschaftung der Felder in der unmittelbaren Umgebung des Gewässers fehlt ein unmittelbar anschließender, nicht genutzter Auwaldstreifen, der natürlicherweise einer ständigen Umgestaltung unterliegt. Durch die landwirtschaftliche Nutzung wird die Profilkante fixiert und teilweise auch durch Verbauungen erhalten. Daher ergeben sich besonders bei der Betrachtung der Profiltiefen aber auch der benetzten Breiten solcher einem intensiven landwirtschaftlichen Nutzungsdruck unterworfenen Abschnitte geringe Variationskoeffizienten.

Faktoren, die besonders die Variationskoeffizienten der Maximaltiefen beeinflussen:

- Entstehung einer Volumsmodulation in Regulierungsabschnitten:
Regulierungen unterbinden eine natürliche, dynamische Entwicklung des Gewässerbettes. Dies spiegelt sich in den Variations-

koeffizienten der Breiten und Tiefen wider. Wird die laterale Dynamik unterbunden, bedingt bei manchen Regulierungen die Energie, die sonst für die laterale Schwingung (Pendelbewegung) verbraucht wird, eine verstärkte vertikale Schwingung des Gewässers in Längsrichtung. Durch das sich pro betrachteten Längsabschnitt periodisch ändernde Volumen des Wasserkörpers beginnt das Gewässer in Längsrichtung transversal zu schwingen und sedimentiert und erodiert abwechselnd. Dadurch entsteht eine longitudinale Kolk-Furt-Abfolge, die bei gestreckten Flusstypen durch die geologischen Gegebenheiten natürlich vorkommt und in Regulierungen anthropogen initiiert wird. Regulierungsstrecken verfügen meist über hart verbaute Uferlinien, die die natürliche laterale Pendelbewegung unterdrü-



Abb. 76: An der Wasseroberfläche entstehende Kräuselungsmuster als Folge der anthropogen bedingten Kolk-Furt-Abfolge in Regulierungsstrecken am Beispiel der Dürren Aschach (Foto: GUMPINGER 2004)

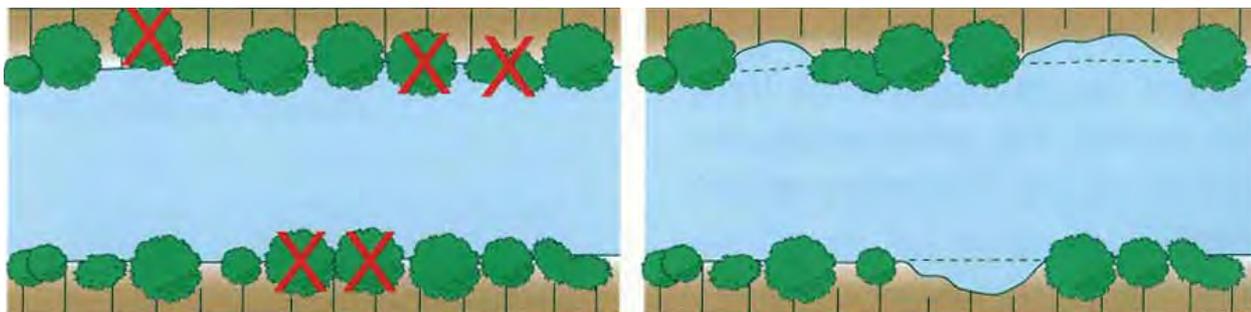


Abb. 75: Eine durchgehende Bepflanzung lässt keine Strukturierung des Ufers zu. Nur wo Lücken in der Ufervegetation anzutreffen sind, kann sich eine abwechslungsreiche Uferlinie ausbilden (Quelle: GEBLER 2005)

cken und damit das Gewässer zu einer stärkeren longitudinalen Ausgestaltung des Gewässerbettes zwingen. In Abb. 76 ist diese Entwicklung an der unterschiedlichen Kräuselung der Wasseroberfläche abzulesen. So entsteht eine höhere Maximaltiefenvariation, die trotz der Regulierung in manchen regulierten Abschnitten einen hohen Variationskoeffizienten bedingt.

- Heterogene Blockwurfsicherungen am Ufer und im Gewässer:
Durch einen sehr abwechslungsreichen Block-

wurf am Ufer, der weit in die Gewässerbettmitte reicht, kann der Variationskoeffizient sogar in einem regulierten Abschnitt einen hohen Wert erreichen. Dieser Effekt kann auch in älteren Regulierungsbereichen aufscheinen, in denen die Ufersicherungen schon stark erodiert und einzelne Blöcke in das Gewässerbett gestürzt sind.

Im Folgenden werden die Auswirkungen der oben genannten Faktoren auf die einzelnen Parameter anhand der aktuellen Datengrundlage genauer untersucht:

Profilbreiten

Die Gegenüberstellung der Bettbreiten der einzelnen unregulierten und regulierten Bereiche innerhalb eines Abschnittes in Tab. 10 zeigt erwartungsgemäß höhere Variationskoeffizienten in den unregulierten Abschnitten. Mit Ausnahme

der Abschnitte 1, 2 und 8 (grau unterlegte Spalten in Tab. 10) ist der Variationskoeffizient des unregulierten Teilabschnittes mehr als doppelt so hoch wie im regulierten Teilabschnitt.

		Mittlere Profilbreite [cm]	Variationskoeffizient der Profilbreiten [%]
Abschnitt 1	unreguliert	953	24,6
Krems	reguliert	1036	19,3
Abschnitt 2	unreguliert	1144	13,9
Krems	reguliert	1705	11,5
Abschnitt 3	unreguliert	1559	14,2
Krems	reguliert	1658	3,7
Abschnitt 4	unreguliert	2021	3,5
Krems	reguliert	2591	1,7
Abschnitt 5	unreguliert	1995	16,5
Krems	reguliert	1997	2,6
Abschnitt 6	unreguliert	2073	16,1
Krems	reguliert	3057	7,1
Abschnitt 7	unreguliert	616	19,2
Seilerbach	reguliert	813	7,3
Abschnitt 8	unreguliert	1812	14,0
Krems	reguliert	3874	13,4
Abschnitt 9	unreguliert	999	24,8
Reiflbach	reguliert	955	12,1
Abschnitt 10	unreguliert	1414	15,1
Sulzbach	reguliert	1768	6,4

Tab. 10: Gegenüberstellung der Variationskoeffizienten der Profilbreiten in den unregulierten und regulierten Abschnitten

Bei den drei Ausnahmen werden die Variationskoeffizienten wie folgt beeinflusst:

Abschnitt 1 bei Micheldorf

Dieser Abschnitt liegt im Oberlauf der Krems bei Micheldorf und verfügt in diesem Bereich über einen gestreckten Verlauf, die laterale Bettentwicklung ist dementsprechend gering. Zusätzlich weist der Abschnitt eine teilweise sehr dichte Ufervegetation auf, die im unregulierten Abschnitt zur Fixierung des Gewässerbettes und damit auch der Profilbreiten führt. Diese beiden Faktoren schränken die laterale Gewässerbettentwicklung generell ein und führen bei der Gegenüberstellung zu geringeren Unterschieden der Variationskoeffizienten.

Außerdem ist im regulierten Abschnitt eines der fünf Profile mit einer links- und rechtsufrigen Mauer einheitlich gesichert (Abb. 44) und die restlichen Profile sind an ihren Ufern mit Blockwurf versehen (Abb. 77) oder gepflastert (Abb. 78). Das Profil mit Ufermauer ist schmaler als die übrigen, was zu einem höheren Variationskoeffizienten der Profilbreiten für den gesamten Abschnitt führt.

Abschnitt 2 bei Inzersdorf

Auch hier wird der Variationskoeffizient der Profilbreiten des regulierten Abschnittes durch ein signifikant schmäleres Profil beeinflusst. Die vier Profile flussauf der Autobahnbrücke sind im Schnitt ungefähr 17 Meter, das fünfte flussab der Brücke ist aber nur knapp 14 Meter breit. Daraus ergibt sich ein relativ hoher Variationskoeffizient. Zusätzlich weist der unregulierte Abschnitt 2 auch keine besonders unterschiedlichen Profilbreiten auf, was auf die intensive landwirtschaftliche Nutzung des Gewässerumlandes zurückführbar ist (Abb. 79).

Daher ergibt sich kein großer Unterschied zwischen den Variationskoeffizienten des regulierten und des dazugehörigen unregulierten



Abb. 77: Blockwurfsicherung am Ufer des Profils 2 im regulierten Abschnitt 1 bei Micheldorf. Die rot-weiße Stange markiert das Profil

Abschnittes. Der für die Bewirtschaftung notwendige Feldweg (grüner Pfeil in Abb. 79) liegt unmittelbar an der Profiloberkante, die dadurch fixiert und vom Gewässer nur mehr in Extremsituationen veränderbar ist.

Abschnitt 8 bei Ansfelden

Der Abschnitt 8 liegt im Unterlauf der Krems, wobei der regulierte Bereich flussauf des unregulierten Abschnittes liegt (Abb. 80). Durch die zahlreichen wasserbaulichen Regulierungsmaßnahmen flussaufwärts kommt es im unregulierten Abschnitt zu erhöhten Fließgeschwindigkeiten und in der Folge zu einer anthropogen bedingten Eintiefung des Gewässerbettes (Abb. 81). Die Profiloberkanten werden nur mehr bei Extremhochwässern vom Gewässer erreicht, sind daher gewissermaßen fixiert und unterliegen nur mehr einer minimalen Umgestaltung.



Abb. 78: Von Geschiebe überlagerte Pflasterung des Profils 1 im regulierten Abschnitt 1 bei Micheldorf



Abb. 80: Luftbildaufnahme des regulierten und unregulierten Abschnittes 8 bei Ansfelden



Abb. 79: Intensive landwirtschaftliche Nutzung des unmittelbaren Gewässerumlandes im unregulierten Abschnitt 2 der Krens bei Inzersdorf



Abb. 81: Eintiefung des unregulierten Abschnittes 8 der Krens bei Ansfelden (die mit dem grünem Pfeil gekennzeichnete Stange ist 1 m hoch)

Breiten-Tiefen-Varianz

Wie schon erwähnt, stellt die Breiten-Tiefen-Varianz einen guten Parameter für die Natürlichkeit und morphologische Heterogenität eines Abschnittes dar. Besonders die Maximaltiefenvarianz ist laut JUNGWIRTH et al. (2003) ein gutes Maß für die Vielfalt der Gewässerstrukturen und die Qualität der Habitatausstattung.

Breitenvarianz

Die Variationskoeffizienten der benetzten Breiten der unregulierten Abschnitte sind bis auf zwei Ausnahmen (grau unterlegte Felder in der Spalte der Variationskoeffizienten der benetzten Breiten in Tab. 11) um ein Vielfaches höher als die der dazugehörigen regulierten Abschnitte. Die Abschnitte 1 und 2 weisen jedoch in den regulierten

Abschnitten höhere Variationskoeffizienten als in den unregulierten auf. Die dafür verantwortlichen Faktoren werden im Folgenden erläutert:

Sowohl der Abschnitt 1 bei Micheldorf als auch der Abschnitt 2 bei Inzersdorf liegen im Oberlauf der Krems, weisen den schon mehrfach erwähnten gestreckten Gewässerlauf auf und verfügen zudem beide über einen sehr dichten Uferbewuchs (Abb. 82 und Abb. 83), der ähnlich fixierend wirkt, wie eine Ufersicherung mit Blocksteinen. Zusätzlich wird der Variationskoeffizient der benetzten Breiten des regulierten Abschnittes 2 bei Inzersdorf durch das signifikant schmalere Profil flussab der Autobahnbrücke beeinflusst. Dadurch ergibt sich ein höherer Prozentsatz des Variationskoeffizienten der benetzten Breiten für den regulierten Abschnitt.

		Mittlere benetzte Breite [cm]	Mittlere Maximaltiefe [cm]	Variationskoeffizient der benetzten Breiten [%]	Variationskoeffizient der Maximaltiefen [%]
Abschnitt 1	unreguliert	322	37	12,4	52,0
Krems	reguliert	388	24	12,9	59,5
Abschnitt 2	unreguliert	781	56	9,4	47,4
Krems	reguliert	780	40	15,7	22,3
Abschnitt 3	unreguliert	948	1089	29,1	43,6
Krems	reguliert	1060	86	16,9	19,7
Abschnitt 4	unreguliert	1254	58	32,7	37,6
Krems	reguliert	1083	58	17,3	33,3
Abschnitt 5	unreguliert	1263	55	47,4	33,0
Krems	reguliert	864	66	12,5	50,8
Abschnitt 6	unreguliert	1427	81	29,9	29,1
Krems	reguliert	1969	945	0,8	12,9
Abschnitt 7	unreguliert	392	45	25,0	41,3
Seilerbach	reguliert	310	33	15,4	21,3
Abschnitt 8	unreguliert	1362	121	19,5	32,6
Krems	reguliert	1911	52	3,5	15,4
Abschnitt 9	unreguliert	401	35	27,2	54,4
Reiflbach	reguliert	110	15	5,4	15,1
Abschnitt 10	unreguliert	725	68	30,7	33,1
Sulzbach	reguliert	986	69	1,1	25,9

Tab. 11: Gegenüberstellung der Variationskoeffizienten der Tiefen und benetzten Breiten der Profile in den unregulierten und regulierten Abschnitten



Abb. 82: Die teilweise lückenlose Ufervegetation des unregulierten Abschnittes 1 in der Krens bei Micheldorf schränkt das laterale Uferentwicklungspotenzial ein



Abb. 83: Auch der unregulierte Abschnitt 2 der Krens bei Inzersdorf weist eine sehr dichte Ufervegetation auf, die zu geringeren Variationskoeffizienten der benetzten Breiten führt

Ein weiterer Grund für solche Abweichungen ergibt sich dadurch, dass manche Regulierungstypen nicht so sehr in die Breitenvarianz eingreifen, weil das Gewässer nicht in ein Regelprofil gelegt wurde, sondern die ursprüngliche natürliche Uferlinie mit Blockwurf oder Platten gesichert und damit die zum Verbauungszeitpunkt vorhandenen Breiten nicht bzw. nur geringfügig verändert wurden. Damit bleibt zwar die Heterogenität der Laufausprägung erhalten, aber die Dynamik und das Umlagerungspotenzial des Fließgewässers werden massiv beeinträchtigt. Uferverbauungen verhindern die natürliche Ufererosion und damit auch eine natürliche Laufentwicklung (GEBLER 2005).



Abb. 84: Die lose, aus großen Blöcken bestehende Ufersicherung im regulierten Abschnitt 5 der Krens bei Rohr im Kremstal hat einen hohen Variationskoeffizienten der Maximaltiefen zur Folge

Tiefenvarianz

Die Variationskoeffizienten der Maximaltiefen in den unregulierten Abschnitten sind meist um ein Vielfaches höher als jene in den regulierten Abschnitten. Ausnahmen bilden hier nur die Abschnitte 1 bei Micheldorf und 5 bei Straß bzw. Rohr im Kremstal. Hier liegt der Variationskoeffizient der Maximaltiefen (siehe grün unterlegte Felder in der Spalte der Maximaltiefen in Tab. 11) in den regulierten Abschnitten höher als in den dazugehörigen unregulierten Abschnitten.

Im regulierten Abschnitt 5 bei Rohr im Kremstal ist die Regulierungsbreite verhältnismäßig eng gewählt, was zu insgesamt höheren Wassertiefen führt. Zudem sind beide Ufer mit sehr lose geschüttetem, aus enorm großen Blöcken bestehendem Blockwurf gesichert, der sehr unterschiedliche Tiefen initiiert (Abb. 84). Möglicherweise als Folge des sehr engen Regulierungsprofils hat sich in diesem Abschnitt die beschriebene longitudinale Kolk-Furt-Abfolge (Abb. 76) besonders ausgeprägt entwickelt. Aufgrund dieser Besonderheiten entsteht trotz Regulierung eine verhältnismäßig hohe Maximaltiefenvariation.

Durchflussflächen

Mit Ausnahme des Abschnittes 5 (grau unterlegtes Feld in Tab. 12) liegen bei der Gegenüberstellung der Variationskoeffizienten der Durchflussflächen der unregulierten Abschnitte mit den dazugehörigen regulierten Abschnitten die unregulierten um ein Vielfaches höher.

Im Abschnitt 5 sind für den höheren Variationskoeffizienten des regulierten Abschnittes die auch schon die Varianz der Maximaltiefen beeinflussenden Faktoren verantwortlich. Die heterogene Blockwurfsicherung und die sukzessiv entstehende Kolk-Furt-Abfolge sind für den hohen Variationskoeffizienten verantwortlich.

Fließgeschwindigkeit

Eine hohe Strömungsdiversität ist ein sehr wichtiger Faktor für die aquatische Fauna. Fische halten sich je nach ihrem Lebens- bzw. Altersstadium in unterschiedlich stark durchströmten Gewässerbereichen auf. So bevorzugen besonders juvenile Fische beispielsweise strömungsberuhigte Gewässerzonen, aber auch bei den

Benthosorganismen gibt es zahlreiche spezielle Strömungsanpassungen.

In Tab. 13 sind die Variationskoeffizienten der mittleren Fließgeschwindigkeiten der unregulierten Abschnitte den dazugehörigen regulierten Abschnitten gegenübergestellt.

		Mittlere benetzte Fläche [m ²]	Variationskoeffizient der Durchflussflächen [%]
Abschnitt 1	unreguliert	0,92	78,2
Krems	reguliert	0,46	27,0
Abschnitt 2	unreguliert	1,80	33,1
Krems	reguliert	1,95	10,7
Abschnitt 3	unreguliert	6,46	66,5
Krems	reguliert	7,12	34,4
Abschnitt 4	unreguliert	2,98	37,0
Krems	reguliert	3,97	30,5
Abschnitt 5	unreguliert	4,30	35,3
Krems	reguliert	4,29	64,4
Abschnitt 6	unreguliert	7,31	38,4
Krems	reguliert	15,06	10,3
Abschnitt 7	unreguliert	1,11	80,1
Seilerbach	reguliert	0,63	15,4
Abschnitt 8	unreguliert	8,04	32,3
Krems	reguliert	6,95	3,1
Abschnitt 9	unreguliert	0,91	52,4
Reiflbach	reguliert	0,14	25,4
Abschnitt 10	unreguliert	2,36	61,9
Sulzbach	reguliert	5,18	38,4

Tab. 12: Gegenüberstellung der Variationskoeffizienten der Durchflussflächen der Profile in den unregulierten und regulierten Abschnitte

		Mittlere Fließgeschwindigkeit [m/s]	Variationskoeffizient der Fließgeschwindigkeit [%]
Abschnitt 1	unreguliert	0,22	63,2
Krems	reguliert	0,33	8,0
Abschnitt 2	unreguliert	0,61	43,0
Krems	reguliert	0,64	24,7
Abschnitt 3	unreguliert	0,45	79,2
Krems	reguliert	0,10	43,0
Abschnitt 4	unreguliert	0,38	79,5
Krems	reguliert	0,18	64,7
Abschnitt 5	unreguliert	0,31	49,4
Krems	reguliert	0,55	59,1
Abschnitt 6	unreguliert	0,68	36,2
Krems	reguliert	0,31	70,9
Abschnitt 7	unreguliert	0,16	156,7
Seilerbach	reguliert	0,30	48,7
Abschnitt 8	unreguliert	0,69	28,1
Krems	reguliert	0,87	8,7
Abschnitt 9	unreguliert	0,35	44,5
Reiflbach	reguliert	0,62	44,4
Abschnitt 10	unreguliert	0,29	92,4
Sulzbach	reguliert	0,09	38,9

Tab. 13: Gegenüberstellung der Variationskoeffizienten der Fließgeschwindigkeiten der Profile in den unregulierten und regulierten Abschnitten

Die Variationskoeffizienten belegen eine viel höhere Heterogenität der Fließgeschwindigkeiten in den unregulierten Abschnitten. Die Abschnitte 4, 5 und 9 zeigen eine Abweichung (siehe grau unterlegte Felder der Spalte der Variationskoeffizienten in Tab. 13), wobei im Abschnitt 5 der Variationskoeffizient des regulierten Abschnittes vor dem des unregulierten liegt. Dies ist erneut durch die bauliche Ausführung der Regulierung bedingt. Die großen und unregelmäßig verteilten Blocksteine sind so massiv, dass sie als sogenannte „instream structures“ zu sehen sind und somit ein vielfältiges Strömungsmuster bedingen. Dadurch ist die Variabilität der Fließgeschwindigkeiten trotz Regulierung sehr hoch. Ähnliches gilt für die regulierten Abschnitte 4 und 9, wobei im Abschnitt 9 des Reiflbaches zusätzlich die Totholzansammlungen und der an manchen Stellen ins Wasser reichende Bewuchs zu einem beinahe identischen Variationskoeffizienten des regulierten und unregulierten Abschnittes führen.

Regulierungen bewirken in der Regel eine Erhöhung der Fließgeschwindigkeit, weil sich durch die Laufverkürzung ein höheres Gefälle ergibt. Daher müsste die mittlere Fließgeschwindigkeit in den unregulierten Abschnitten geringer sein als in den dazugehörigen regulierten Abschnitten. Bei der Betrachtung der mittleren Fließgeschwindigkeiten in Tab. 13 zeigen sich aber an vier Abschnitten gegenteilige Ergebnisse (siehe grün unterlegte Felder in der Spalte der mittleren Fließgeschwindigkeit). Die unerwartet geringeren Fließgeschwindigkeiten der regulierten Abschnitte im Vergleich mit den dazugehörigen unregulierten Abschnitten lassen sich durch den Einbau von Querbauwerken erklären. An der Krems erfolgt schon seit Jahrhunderten die Nutzung der Wasserkraft und während der Zeit der intensiven Verbauung des Flusses, seit dem 2. Weltkrieg bis Mitte der 70 Jahre des 20. Jahrhunderts, wurden zahlreiche Querbauwerke für die Sohlstabilisierung und den Gefälleausgleich eingebaut (GUMPINGER & SILIGATO 2005).

Diskussion

Querbauwerke schränken nicht nur die longitudinale Durchgängigkeit ein, sondern führen an drei Abschnitten der Krens (Abb. 85 bis Abb. 87) und im Abschnitt des Sulzbaches (Abb. 88) in den

Regulierungsabschnitten zu geringeren Fließgeschwindigkeiten als in den unregulierten Abschnitten. An der prozentuellen Fließgeschwindigkeitsverteilung der vier in Abb. 85 bis Abb. 88

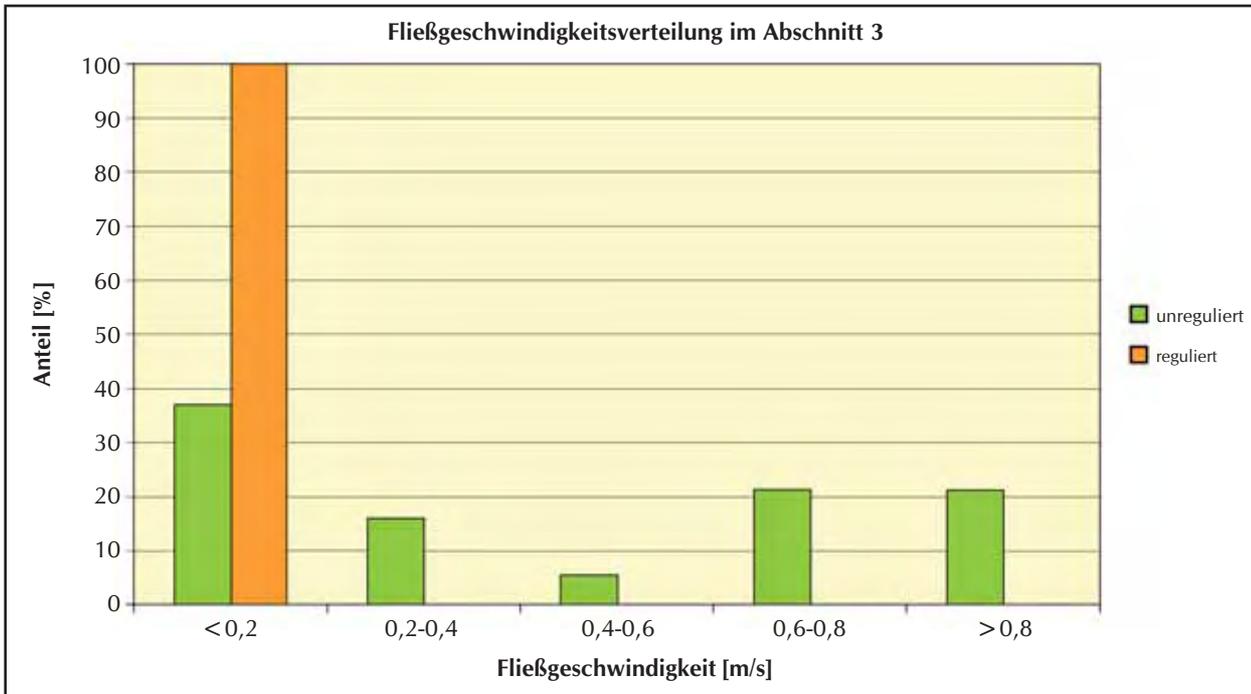


Abb. 85: Fließgeschwindigkeitsverteilung in den unregulierten und regulierten Teilen des Abschnittes 3 der Krens bei Sautern bzw. in Wartberg

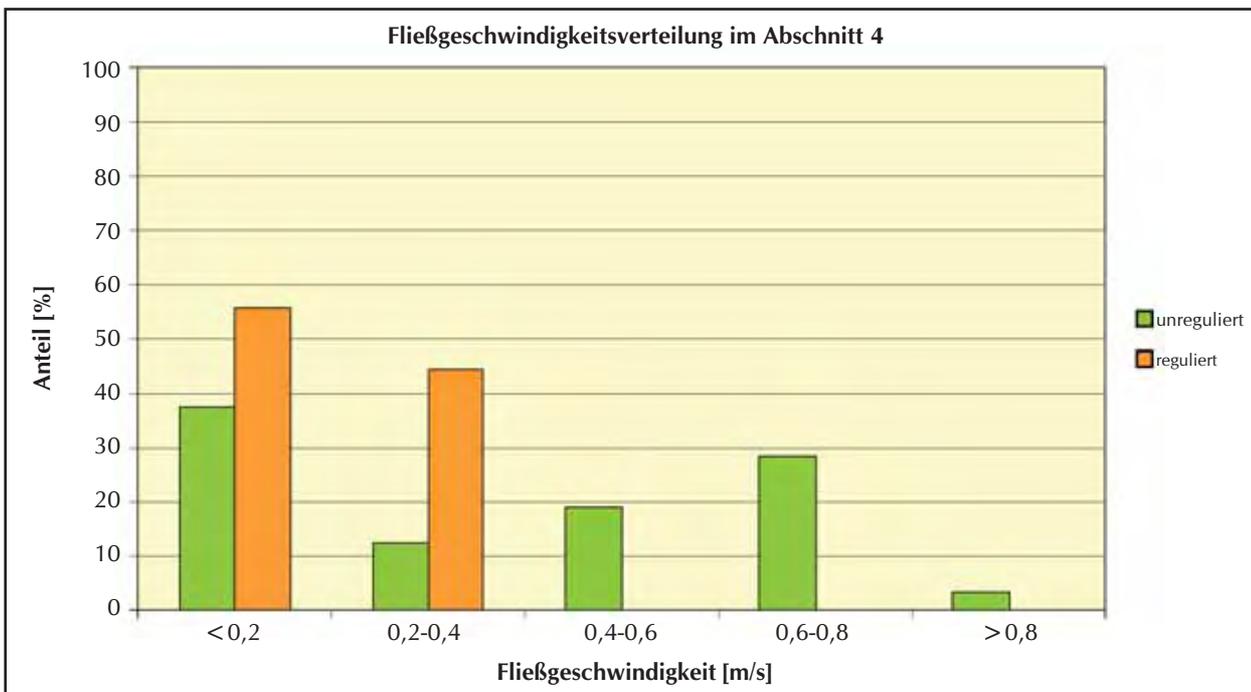


Abb. 86: Fließgeschwindigkeitsverteilung in den unregulierten und regulierten Teilen des Abschnittes 4 der Krens bei Wartberg

gezeigten Abschnitte ist jeweils in den Regulierungen eine Verschiebung zu den kleineren Strömungsgeschwindigkeiten hin, jedenfalls aber auch eine geringere Variabilität in der Geschwin-

digkeitsverteilung zu beobachten. Diese geringeren Fließgeschwindigkeiten in den regulierten Abschnitten sind auf den durch die Querbauwerke bedingten Rückstau zurückzuführen.

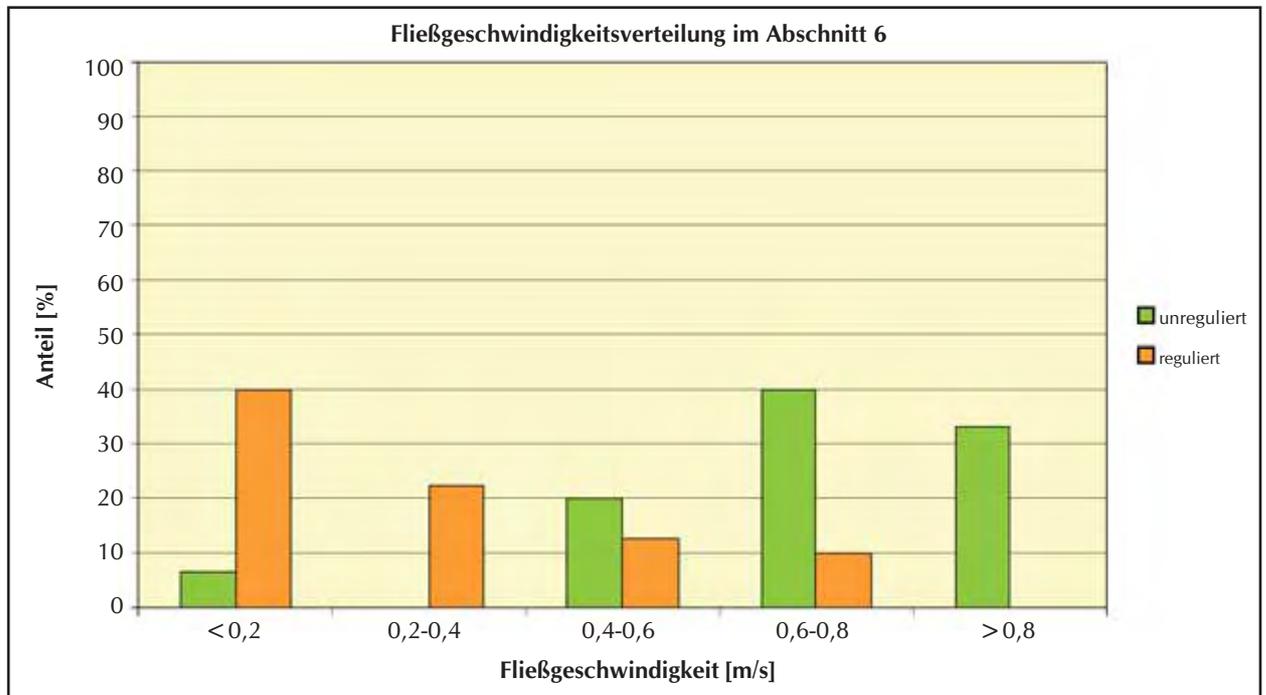


Abb. 87: Fließgeschwindigkeitsverteilung in den unregulierten und regulierten Teilen des Abschnittes 6 der Krens bei Weifersdorf bzw. in Neuhofen

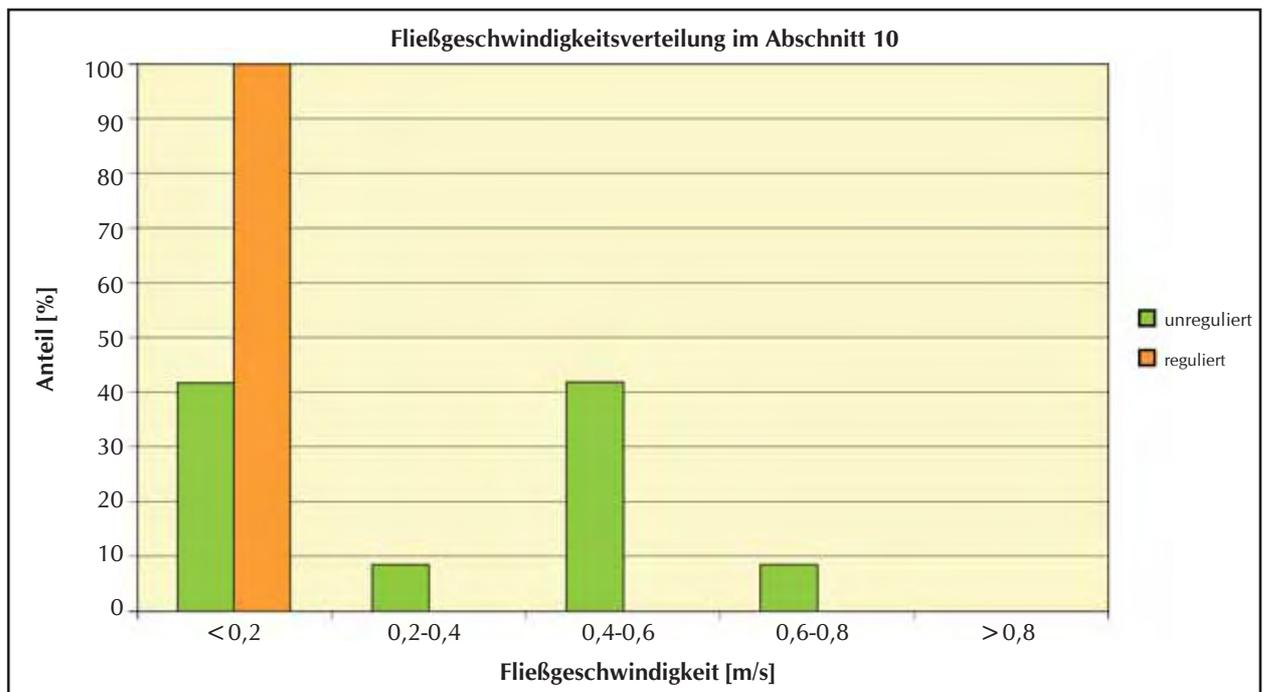


Abb. 88: Fließgeschwindigkeitsverteilung in den unregulierten und regulierten Teilen des Abschnittes 10 des Sulzbaches bei Rohr im Kremstal

Diskussion

Bei der Auswertung der restlichen Ergebnisse aus der Messung der Fließgeschwindigkeiten der Abschnitte 1, 2, 5, 8, 7 und 9 zeigt sich bei vier regulierten Abschnitten in der Krems (Abb. 89 bis

Abb. 92) und an zwei Zubringerabschnitten (Abb. 93 und Abb. 94) der erwartete Rhithalisierungseffekt, der eine Folge der anthropogenen Änderung der Linienführung und somit des Gefälles

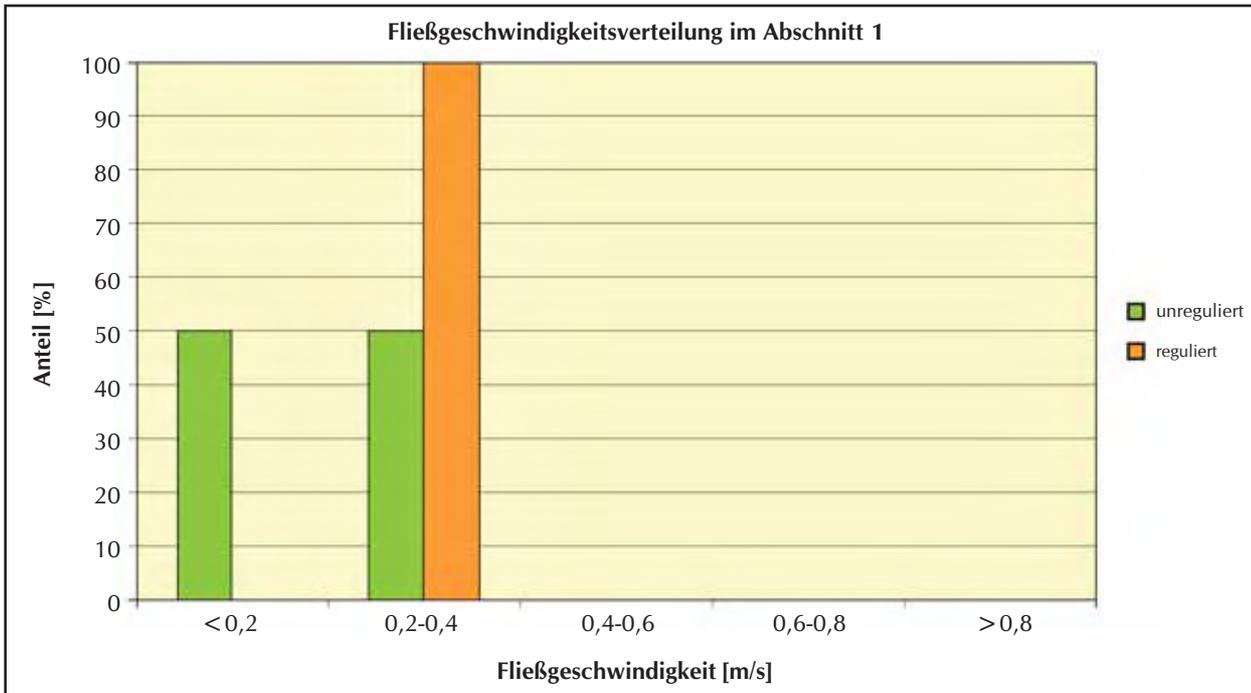


Abb. 89: Fließgeschwindigkeitsverteilung in den unregulierten und regulierten Teilen des Abschnittes 1 der Krems bei Micheldorf

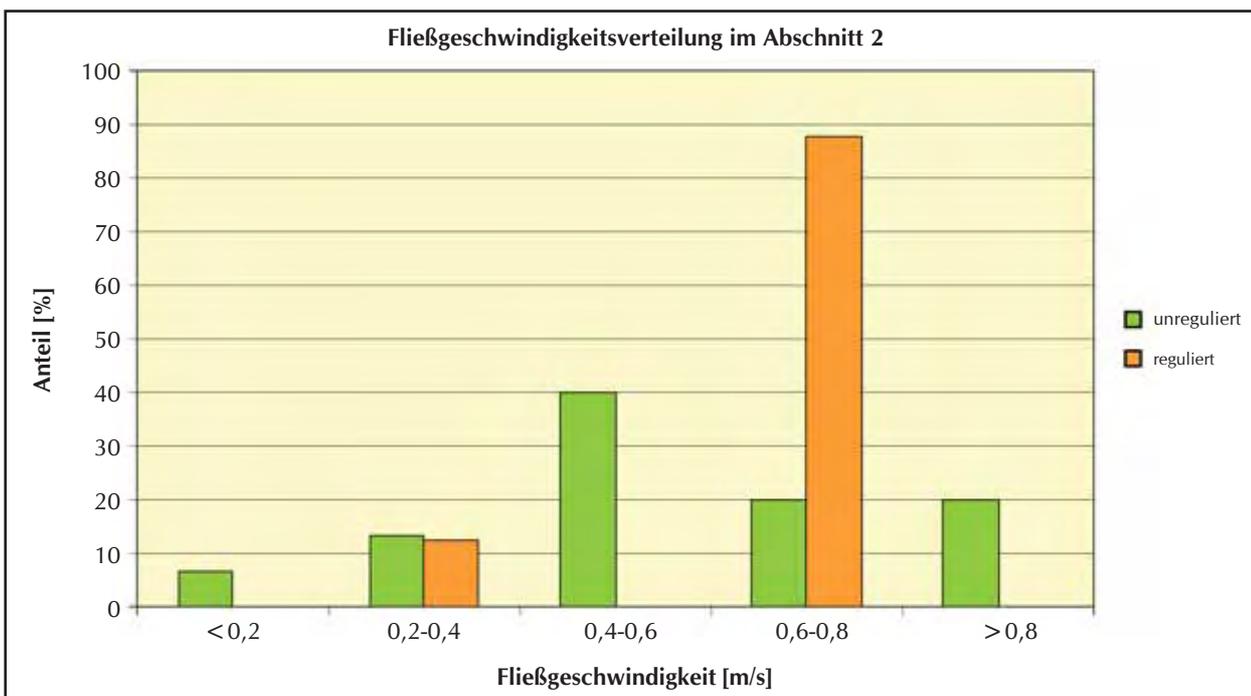


Abb. 90: Fließgeschwindigkeitsverteilung in den unregulierten und regulierten Teilen des Abschnittes 2 der Krems bei Inzersdorf

ist. Die prozentuelle Verteilung der Fließgeschwindigkeiten belegt in den regulierten Abschnitten eine deutliche Verschiebung zu den höheren Strömungsgeschwindigkeiten. Die Auswirkung kann auch beim Sohlsubstrat beobachtet

werden. In diesen Abschnitten treten grobe Schotterfraktionen auf, während in den unregulierten (naturnahen) Abschnitten zusätzlich zu den Kiesbänken Ablagerungen kleinerer Fraktionen anzutreffen sind.

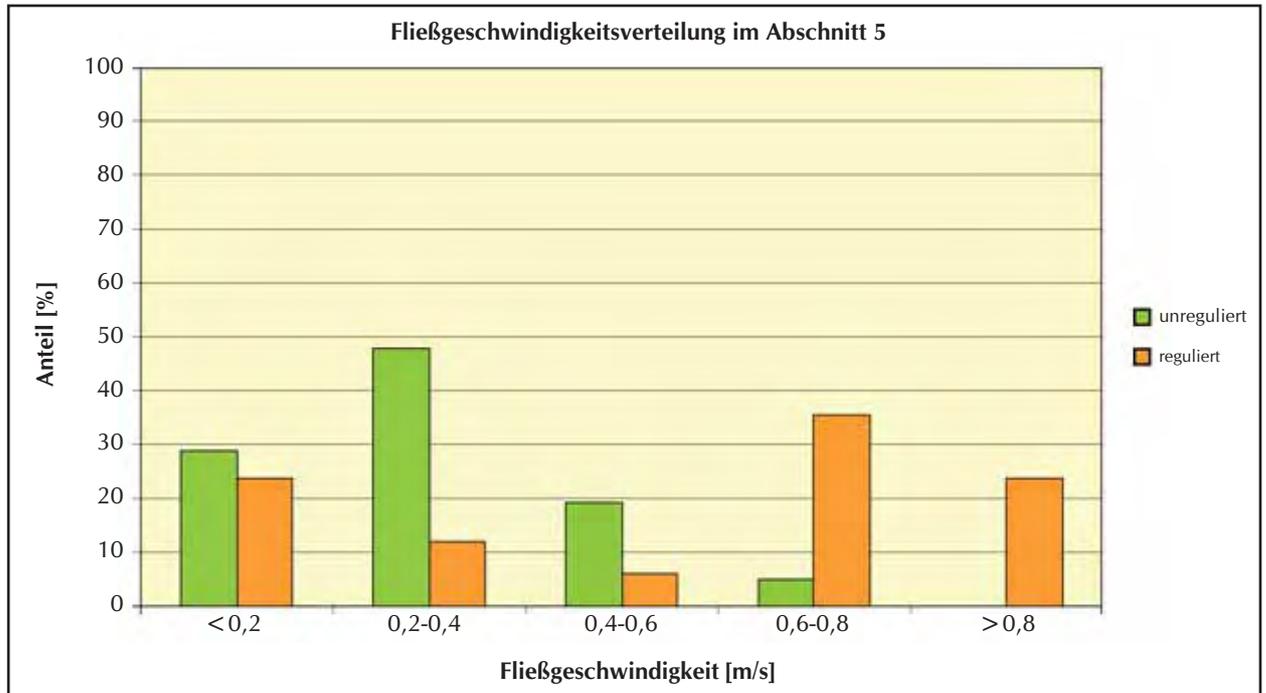


Abb. 91: Fließgeschwindigkeitsverteilung in den unregulierten und regulierten Teilen des Abschnittes 5 der Krems bei Straß bzw. Rohr im Kremstal

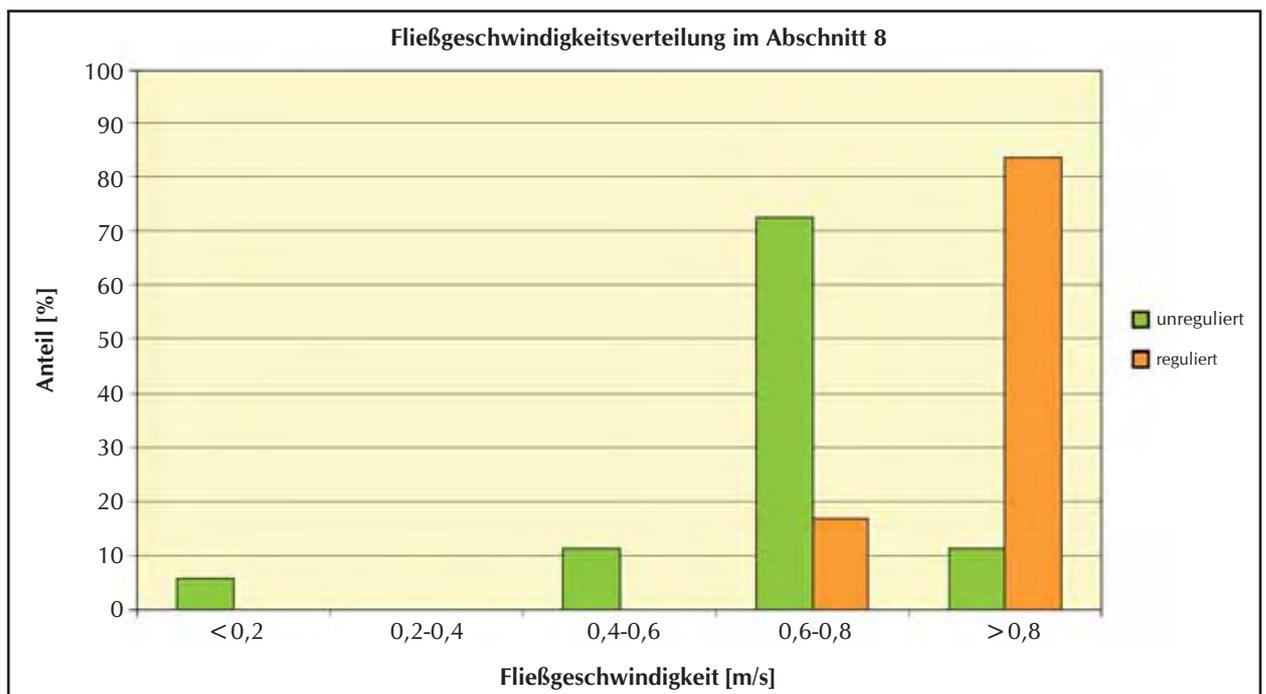


Abb. 92: Fließgeschwindigkeitsverteilung in den unregulierten und regulierten Teilen des Abschnittes 8 der Krems bei Ansfelden

Diskussion

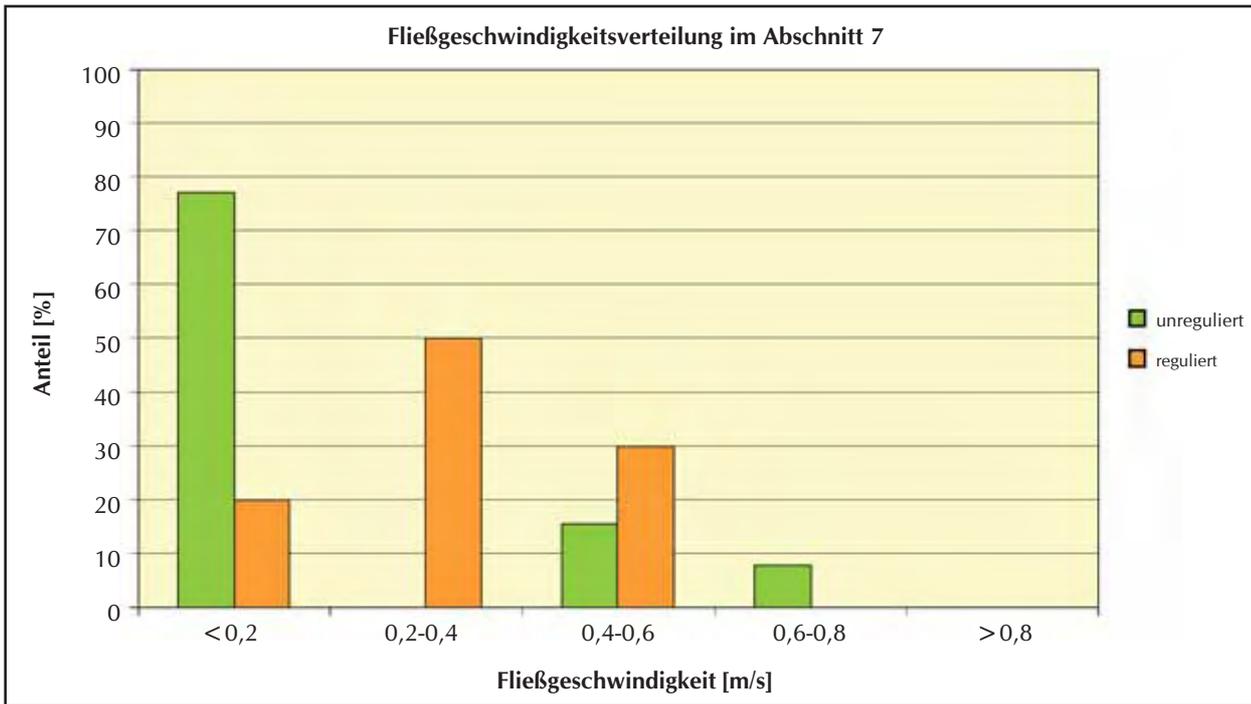


Abb. 93: Fließgeschwindigkeitsverteilung des unregulierten und regulierten Abschnittes 7 des Seilerbaches bei Schnellersdorf

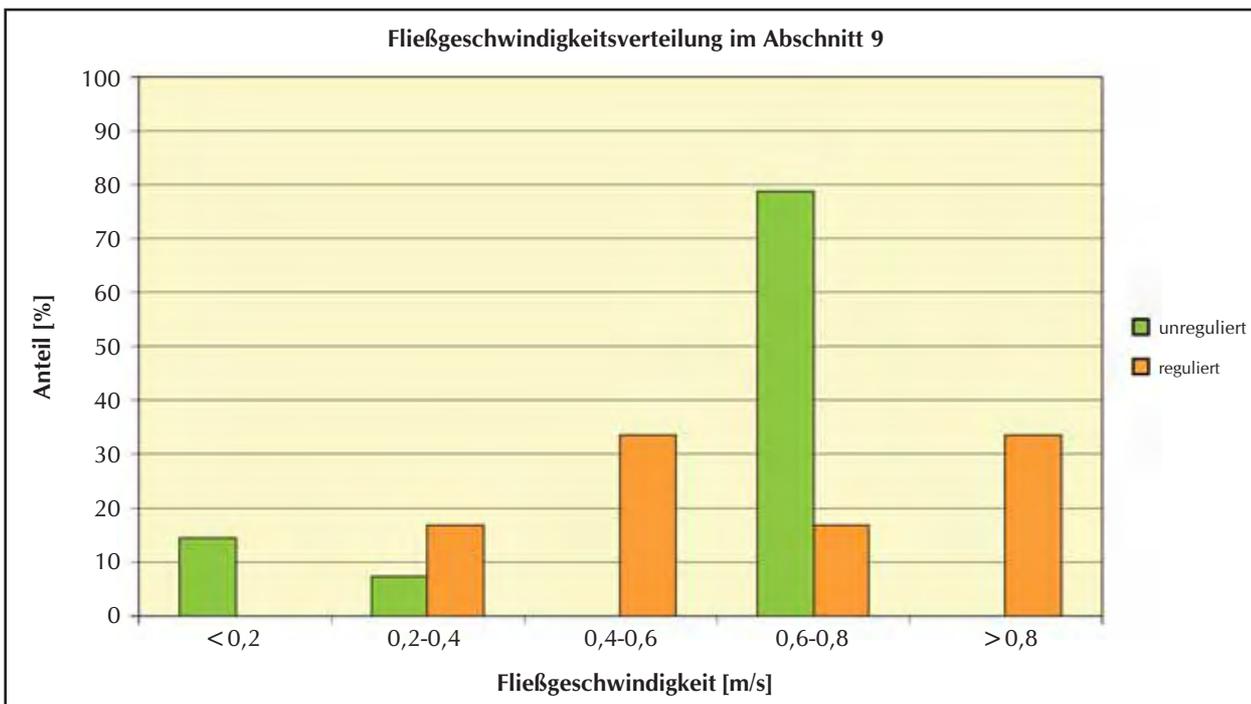


Abb. 94: Fließgeschwindigkeitsverteilung des unregulierten und regulierten Abschnittes 9 des Reiflbaches zwischen Straß und Burg

Benetzte Umfänge

Bei einem Großteil der Regulierungen konnte an Hand der Regulierungsoperete eine Vereinheitlichung der Breiten nachgewiesen werden. Damit verändern sich nicht nur die Durchflussfläche, die Fließgeschwindigkeit und Variabilität des Profils sondern auch der benetzte Umfang. Unter benetztem Umfang versteht man jenen Teil der Gewässersohle, der vom Wasserkörper benetzt wird (Abb. 95).

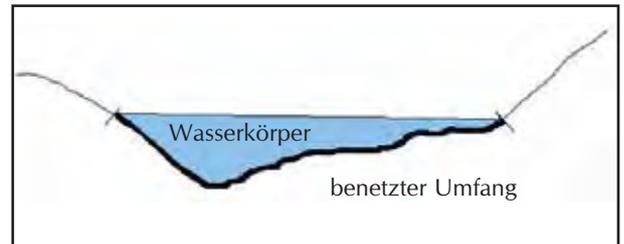


Abb. 95: Der benetzte Umfang eines Profils ist jener Teil der Sohle der vom Wasserkörper benetzt wird

Ausschlaggebend für den Gewässerlebensraum ist nicht allein die Größe des vorhandenen Volumens des Wasserkörpers, sondern wie dieses Volumen innerhalb des Profils verteilt ist. Die Gewässersohle bietet in ihrer Substratauflage für zahlreiche Arten und Altersstadien Lebensraum. Mehr als drei Viertel der Benthosorganismen leben im Sohlsubstrat und kieslaichende Fische benötigen kiesiges Substrat für ihre Eiablage und die Larvenentwicklung. Je größer der benetzte

Umfang des Profils, desto mehr des wichtigen Schotterlückensystems wird geboten. Pro Abschnitt wurden ein reguliertes und ein unreguliertes Profil miteinander verglichen. Durchschnittlich ist der benetzte Umfang der unregulierten Profile um 36% länger. Nur im Abschnitt 10 ist der benetzte Umfang des regulierten Profils länger, weil dieser Abschnitt durch die eingebauten Querbauwerke eingestaut ist.



Analyse der Habitatkartierung

Ein Flusssystem kann bezüglich seiner morphologischen Entwicklung und Dynamik auf verschiedenen räumlichen und zeitlichen Ebenen betrachtet werden. Die oberste Maßstabebene ist das gesamte Flusseinzugsgebiet, das wiederum in zahlreiche Teil-Einzugsgebiete unterteilt wird. Auf der nächsten Ebene folgt der Fluss, der wiederum in Flussabschnitte eingeteilt werden kann. Innerhalb der Flussabschnitte befinden sich

die verschiedenen Habitate, die mehr oder weniger nahtlos ineinander übergehen. Habitate werden mit Hilfe der kleinräumigen Tiefen-, Strömungs- und Substratverhältnisse abgegrenzt (JUNGWIRTH et al. 2002).

Die detaillierte Darstellung der Habitattypenkartierung der einzelnen Abschnitte findet sich in den Karten ab Seite 72.

Habitatkartierung der unregulierten Abschnitte

Im rechnerischen Mittel sind in den unregulierten Abschnitten 10,5 unterschiedliche Habitattypen vorhanden, wobei davon 9,1 den natürlichen Habitattypen zuzuordnen sind (Tab. 14). Zu den natürlichen Habitattypen zählen die morphologischen und die biotischen Strukturen, die zusammen 97,6% der Gesamtfläche der unregulierten

Abschnitte einnehmen und wichtige Lebens- und Reproduktionsräume für Fische und Benthosorganismen darstellen. Anthropogene Strukturen sind unnatürliche Habitattypen, die sich nur bedingt als Lebensraum eignen. Flächenmäßig nehmen diese Habitattypen lediglich 2,4% der gesamten Fläche in den unregulierten Abschnitten ein.

		Anzahl vorhandener Habitattypen	... davon natürliche Habitattypen
Abschnitt 1	Krems	6	5
Abschnitt 2	Krems	11	10
Abschnitt 3	Krems	13	12
Abschnitt 4	Krems	13	12
Abschnitt 5	Krems	8	8
Abschnitt 6	Krems	6	6
Abschnitt 7	Seilerbach	16	10
Abschnitt 8	Krems	7	6
Abschnitt 9	Reiflbach	12	10
Abschnitt 10	Sulzbach	13	12

Tab. 14: Anzahl der Habitattypen in den unregulierten Abschnitten im Kremssystem

Habitatkartierung der regulierten Abschnitte

In den regulierten Abschnitten sind im Mittel rechnerisch lediglich 3,6 Habitattypen pro Abschnitt anzutreffen, von denen nur 1,4 zu den natürlichen zählen. Die anthropogenen Strukturen nehmen mit 88,3% den größten Flächen-

anteil in den regulierten Abschnitten ein. Natürliche Habitattypen, also morphologische und biotische Strukturen nehmen mit 11,6% bzw. 0,1% die restliche Fläche ein.

		Anzahl vorhandener Habitattypen	... davon natürliche Habitattypen
Abschnitt 1	Krems	8	5
Abschnitt 2	Krems	2	0
Abschnitt 3	Krems	4	1
Abschnitt 4	Krems	3	0
Abschnitt 5	Krems	3	1
Abschnitt 6	Krems	3	1
Abschnitt 7	Seilerbach	6	4
Abschnitt 8	Krems	1	0
Abschnitt 9	Reiflbach	1	0
Abschnitt 10	Sulzbach	5	2

Tab. 15: Anzahl der Habitattypen in den regulierten Abschnitten im Kremssystem



Vergleich der unregulierten mit den regulierten Abschnitten

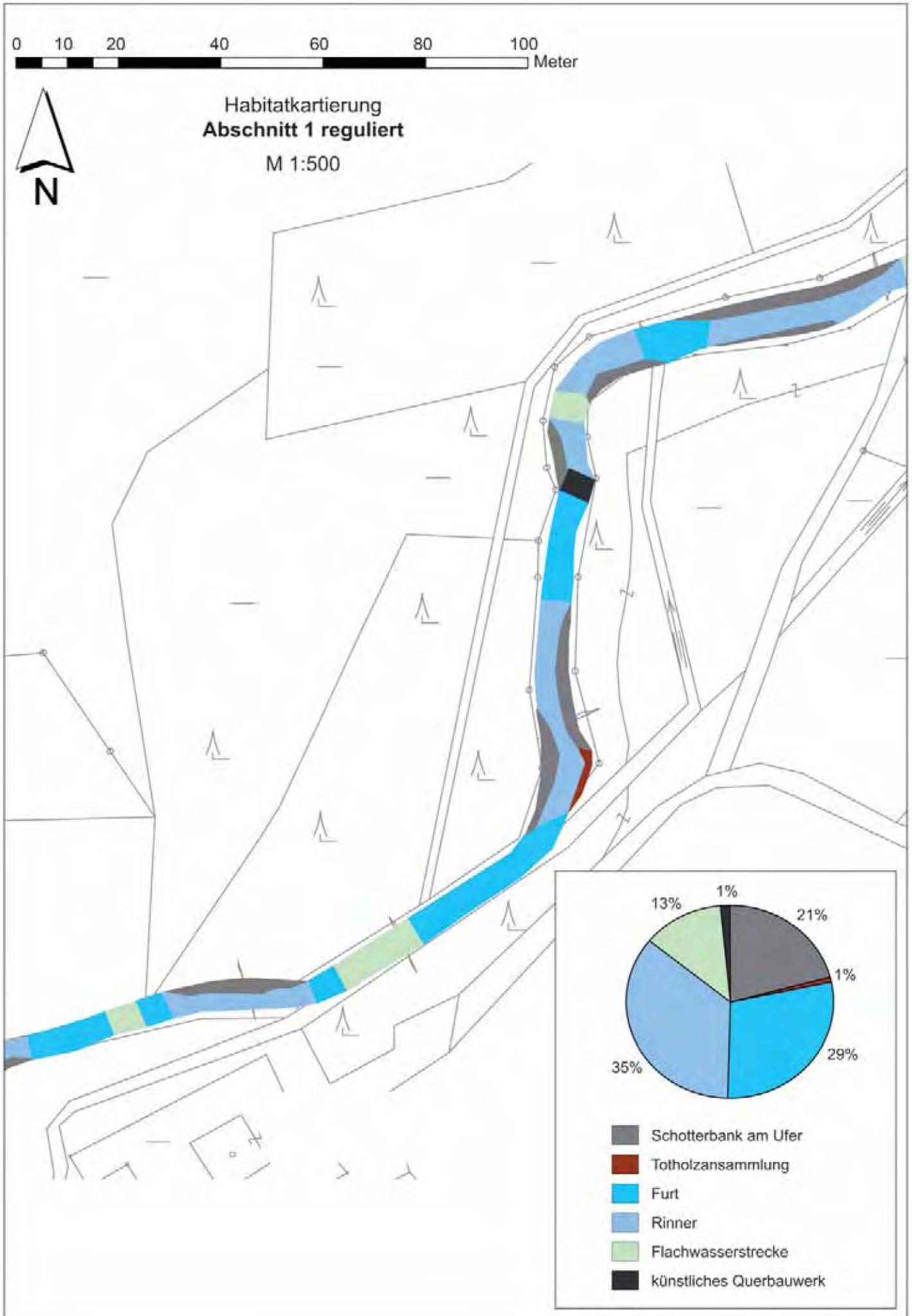
Die Gegenüberstellung der Habitatkartierung der unregulierten und regulierten Abschnitte zeigt eine viel höhere Heterogenität der unregulierten Abschnitte (Tab. 16). Hier finden sich insgesamt 18 verschiedene Habitattypen, wobei durchschnittlich 10,5 pro Abschnitt anzutreffen sind. Mit Ausnahme der anthropogenen Strukturen wie lokale Uferverbauungen, künstliche Querbauwerke und Schuttablagerungen beinhalten die unregulierten Abschnitte nur natürliche Habitats. Der Abschnitt 1 stellt eine Ausnahme dar (grau unterlegtes Feld in Tab. 16), denn hier sind im unregulierten Teil gleich viele natürliche Habitattypen vorhanden. Dies erklärt sich in erster Linie durch den verhältnismäßig gering in die ohnehin einem gestreckten Oberlauf entsprechende, hauptsächlich longitudinal ausgeprägte Gewässerdynamik eingreifenden Verbauungsgrad des regulierten Abschnittes 1 bei Micheldorf. Die Einschränkungen durch die Regulierung werden zudem von der enormen Geschiebemobilität im Oberlauf der Kreams, die auch entlang und über Ufersicherungen Schotterbänke entstehen lässt, überlagert.

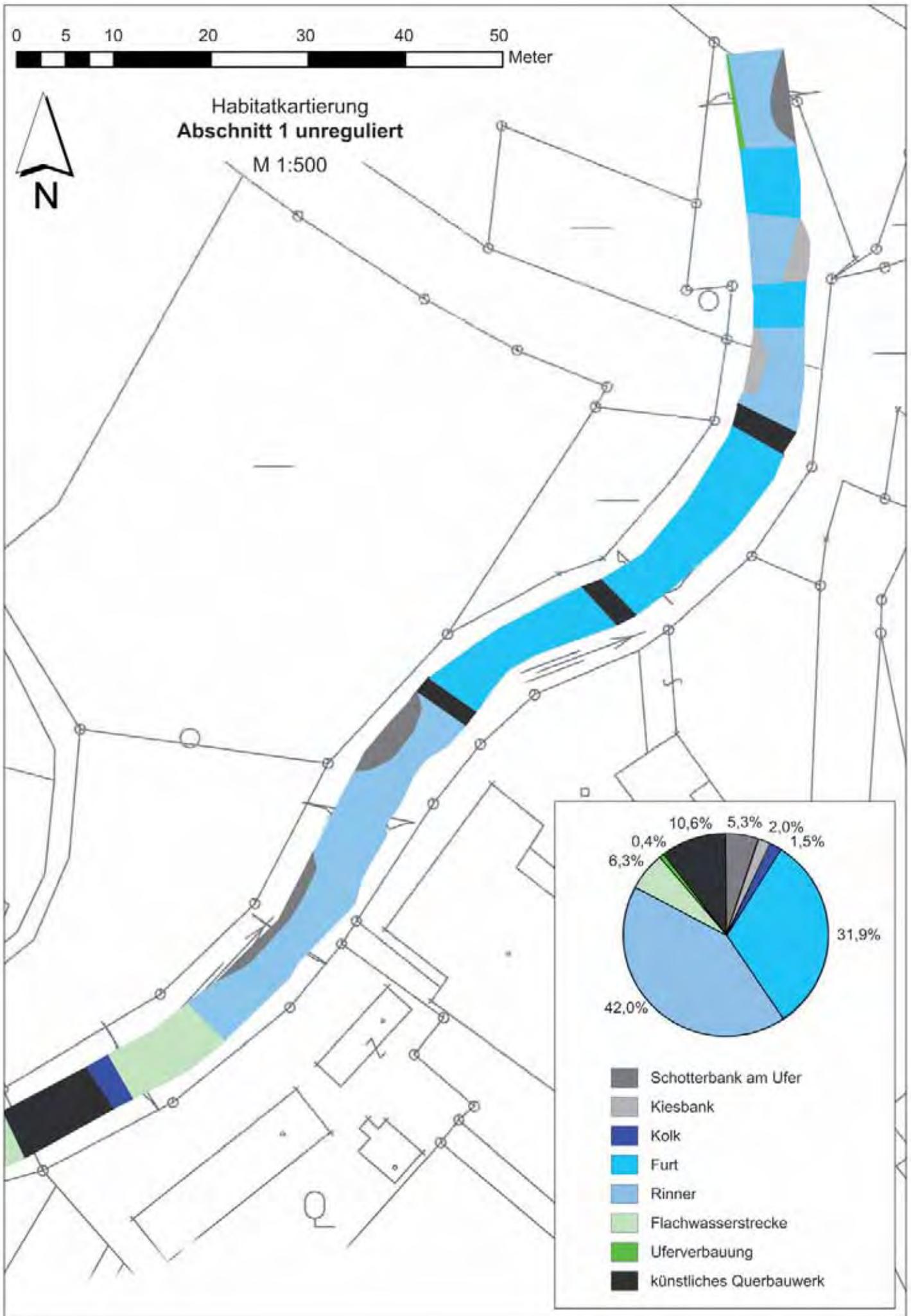
Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass 88% aller in den unregulierten Abschnitten erfassten Habitattypen natürlich sind und einen Flächenanteil von 98,4% aufweisen, wogegen in den regulierten Abschnitten nur knapp 29% dieser Kategorie zuordenbar sind und nur 11,7% der Gesamtfläche einnehmen. In den unregulierten Abschnitten kommen bis zu zwölf verschiedene natürliche Habitattypen vor, in den regulierten lediglich fünf. Durchschnittlich hat ein unregulierter Abschnitt um acht natürliche Habitattypen mehr als ein regulierter.

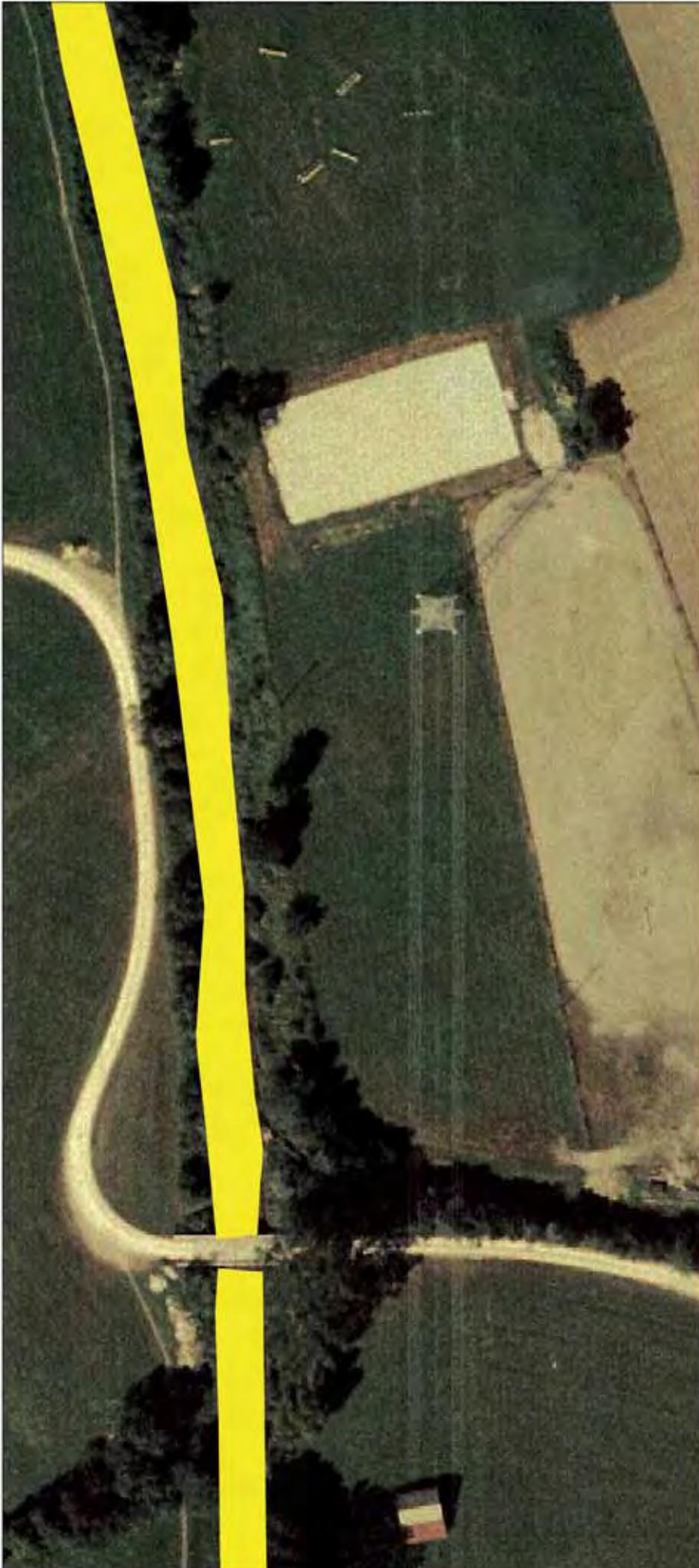
Die wasserbaulichen Eingriffe in den regulierten Abschnitten wirken sich nicht nur direkt auf den betroffenen Bereich aus, sondern verändern indirekt auch natürliche flussab anschließende Gewässerstrecken. Regulierungen flussaufwärts eines naturnah erhaltenen Abschnittes können infolge der beschleunigten Fließgeschwindigkeit und den erhöhten Sedimenttransport die natürliche Laufentwicklung massiv verändern. Als eine der zahlreichen Folgen dieser Beeinträchtigung zeigen sich Sohleintiefungen und Ufererosionen.

		Anzahl vorhandener Habitattypen	... davon natürliche Habitattypen
Abschnitt 1	unreguliert	6	5
Kreams	reguliert	8	5
Abschnitt 2	unreguliert	11	10
Kreams	reguliert	2	0
Abschnitt 3	unreguliert	13	12
Kreams	reguliert	4	1
Abschnitt 4	unreguliert	13	12
Kreams	reguliert	3	0
Abschnitt 5	unreguliert	8	8
Kreams	reguliert	3	1
Abschnitt 6	unreguliert	6	6
Kreams	reguliert	3	1
Abschnitt 7	unreguliert	16	10
Seilerbach	reguliert	6	4
Abschnitt 8	unreguliert	7	6
Kreams	reguliert	1	0
Abschnitt 9	unreguliert	12	10
Reiflbach	reguliert	1	0
Abschnitt 10	unreguliert	13	12
Sulzbach	reguliert	5	2

Tab. 16: Gegenüberstellung der Anzahl der Habitattypen in den unregulierten und regulierten Abschnitten



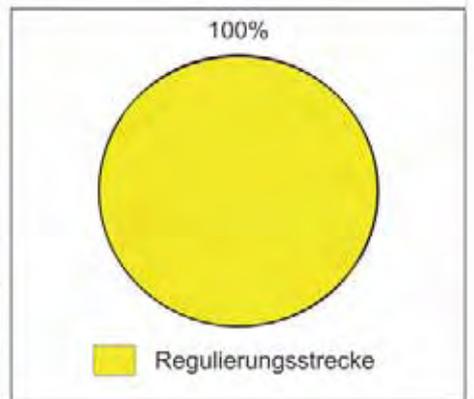


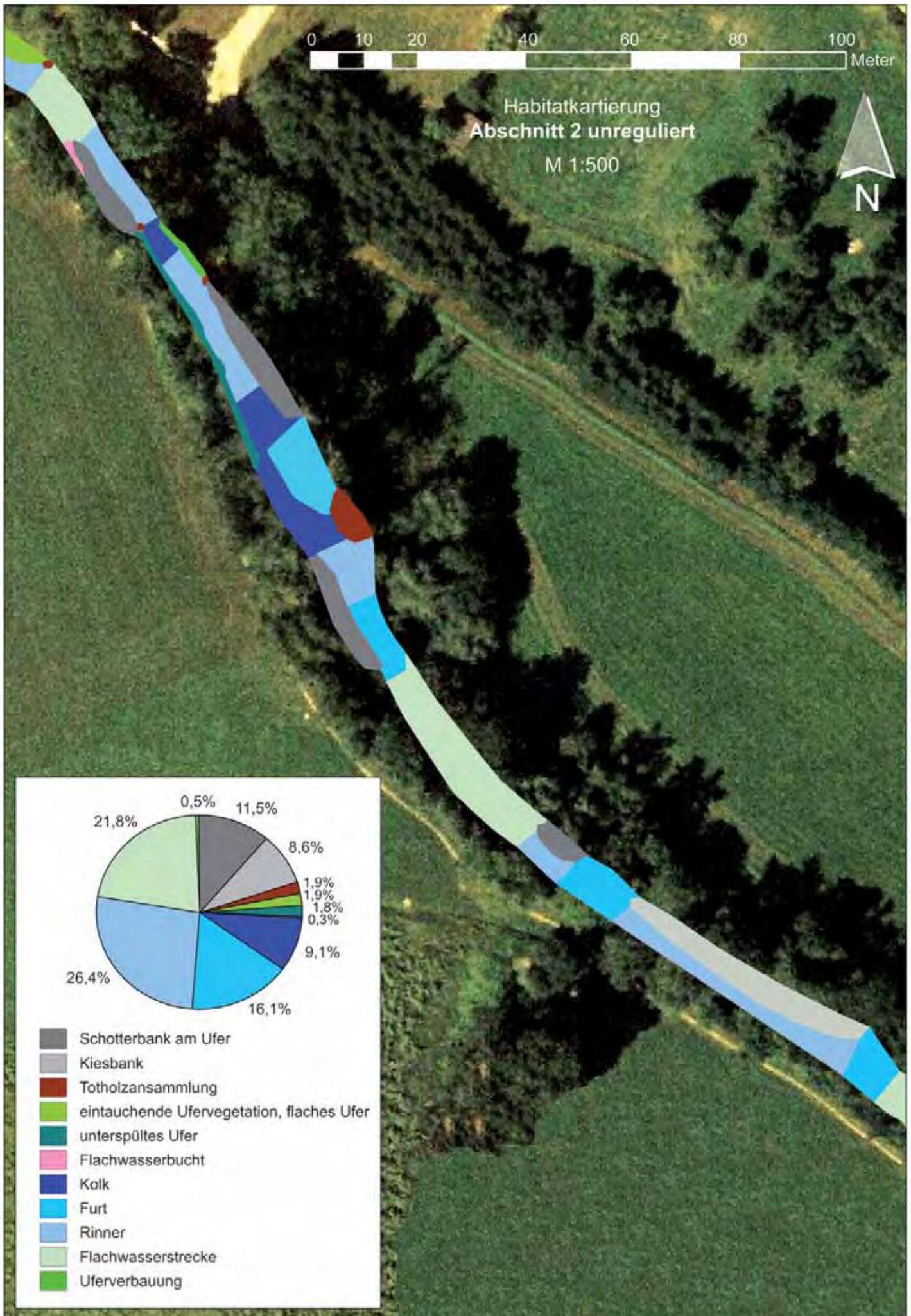


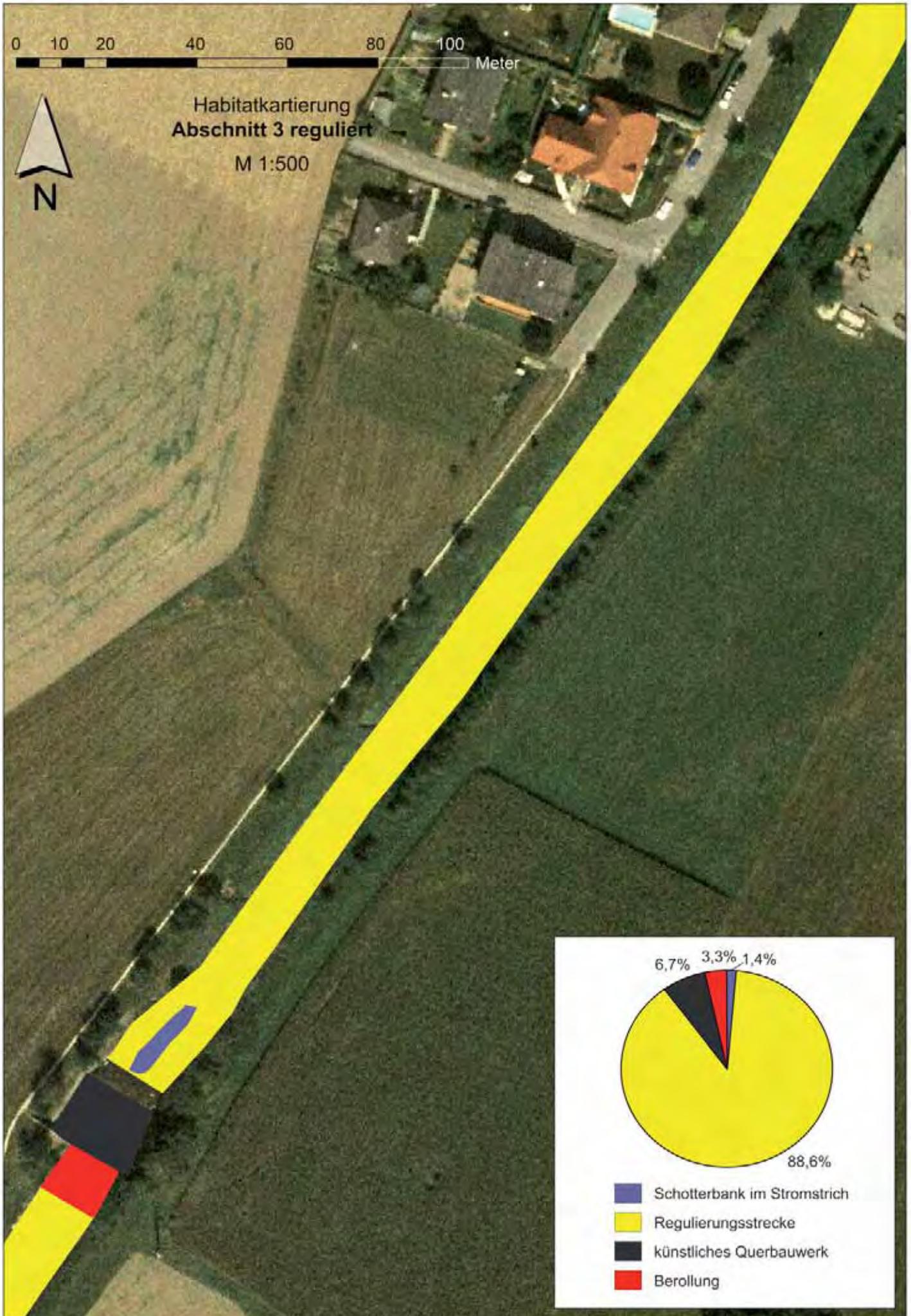
0 5 10 20 30 40 50 Meter

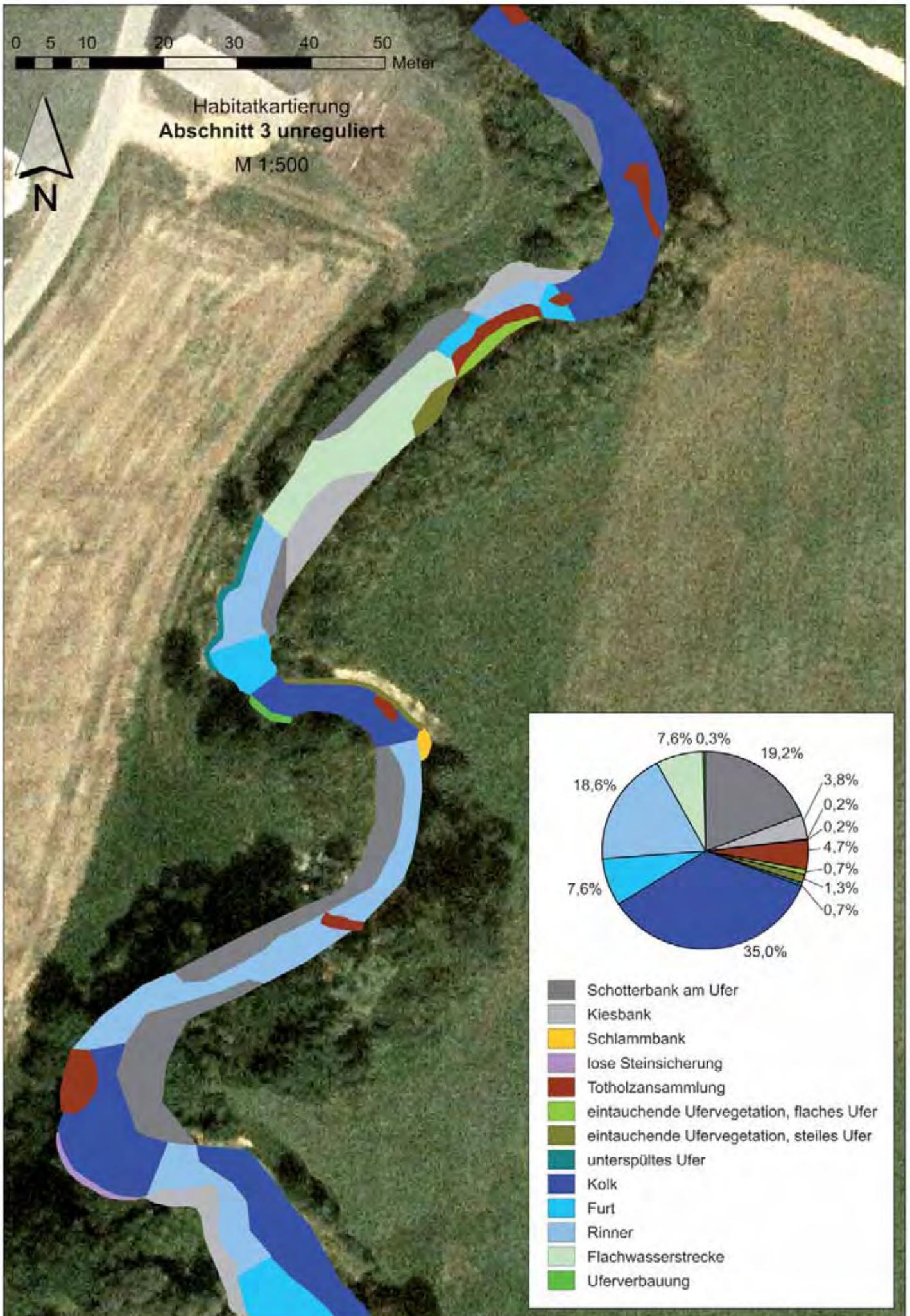
Habitatkartierung
Abschnitt 2 reguliert

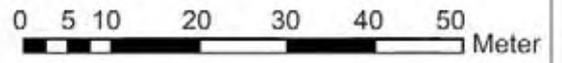
M 1:500





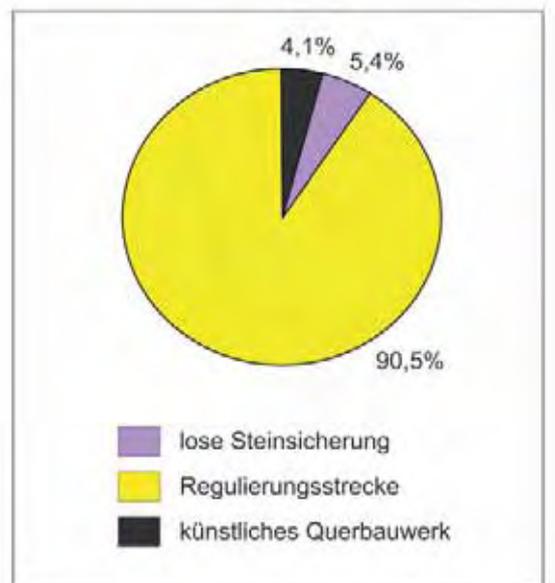


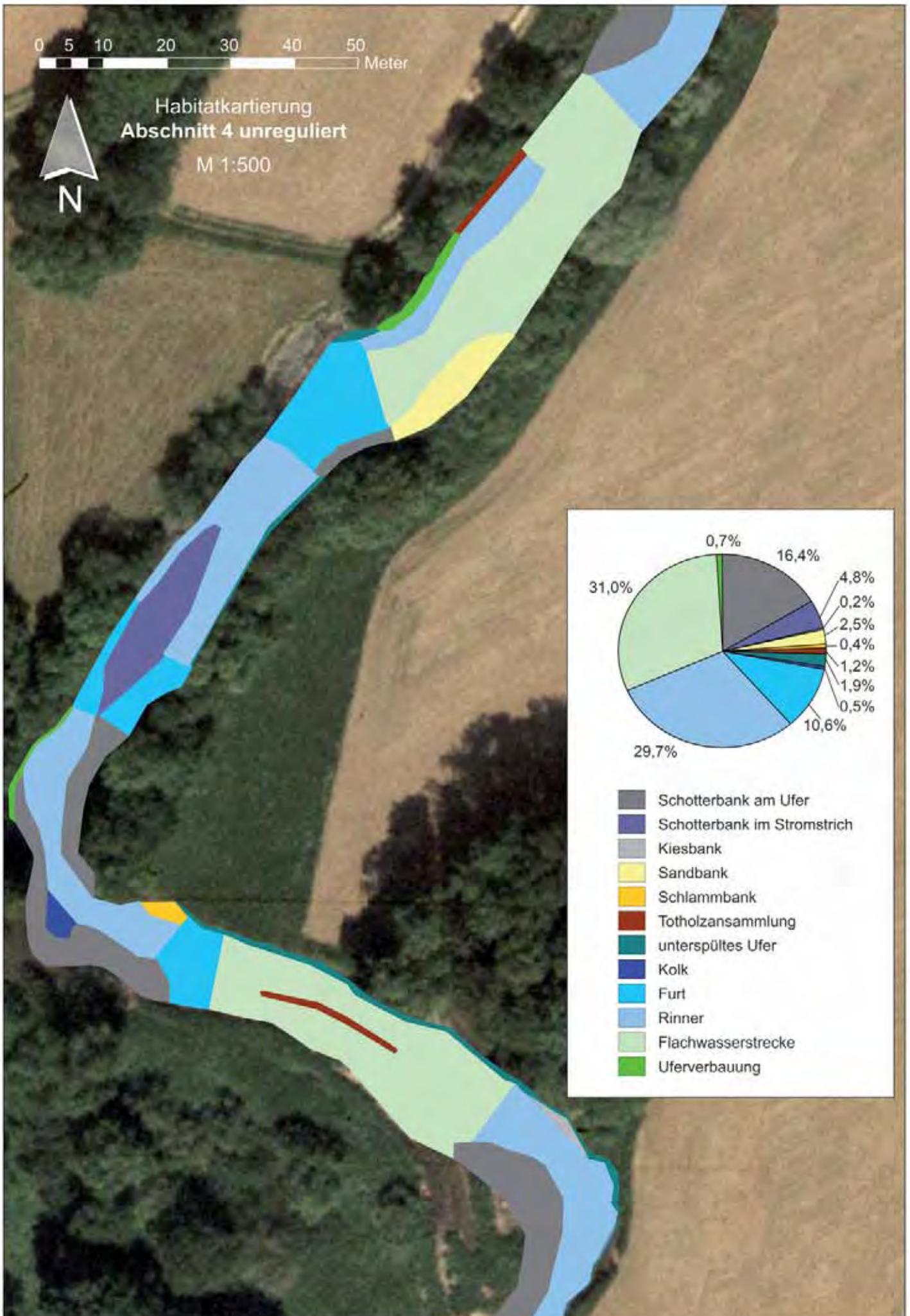


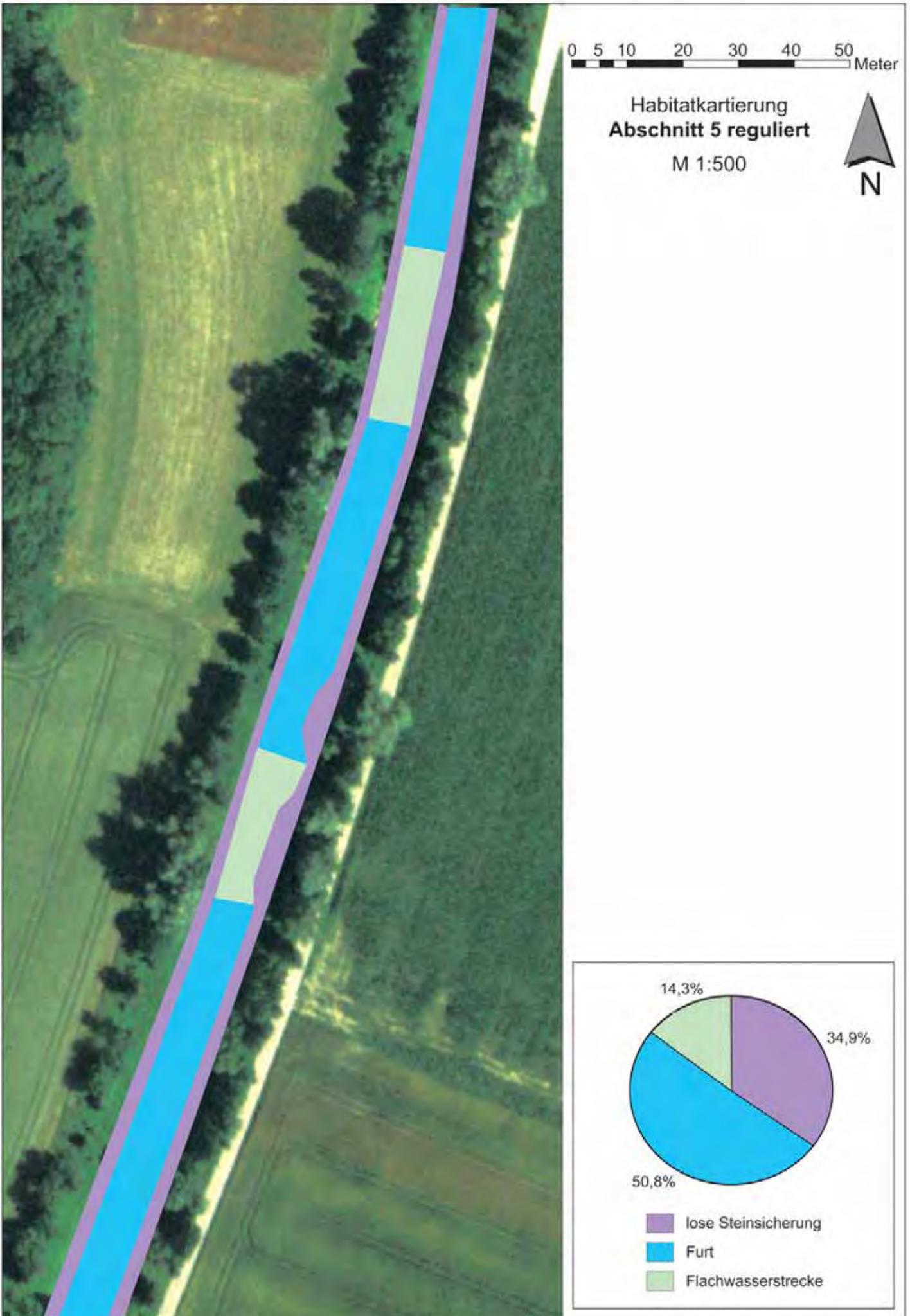


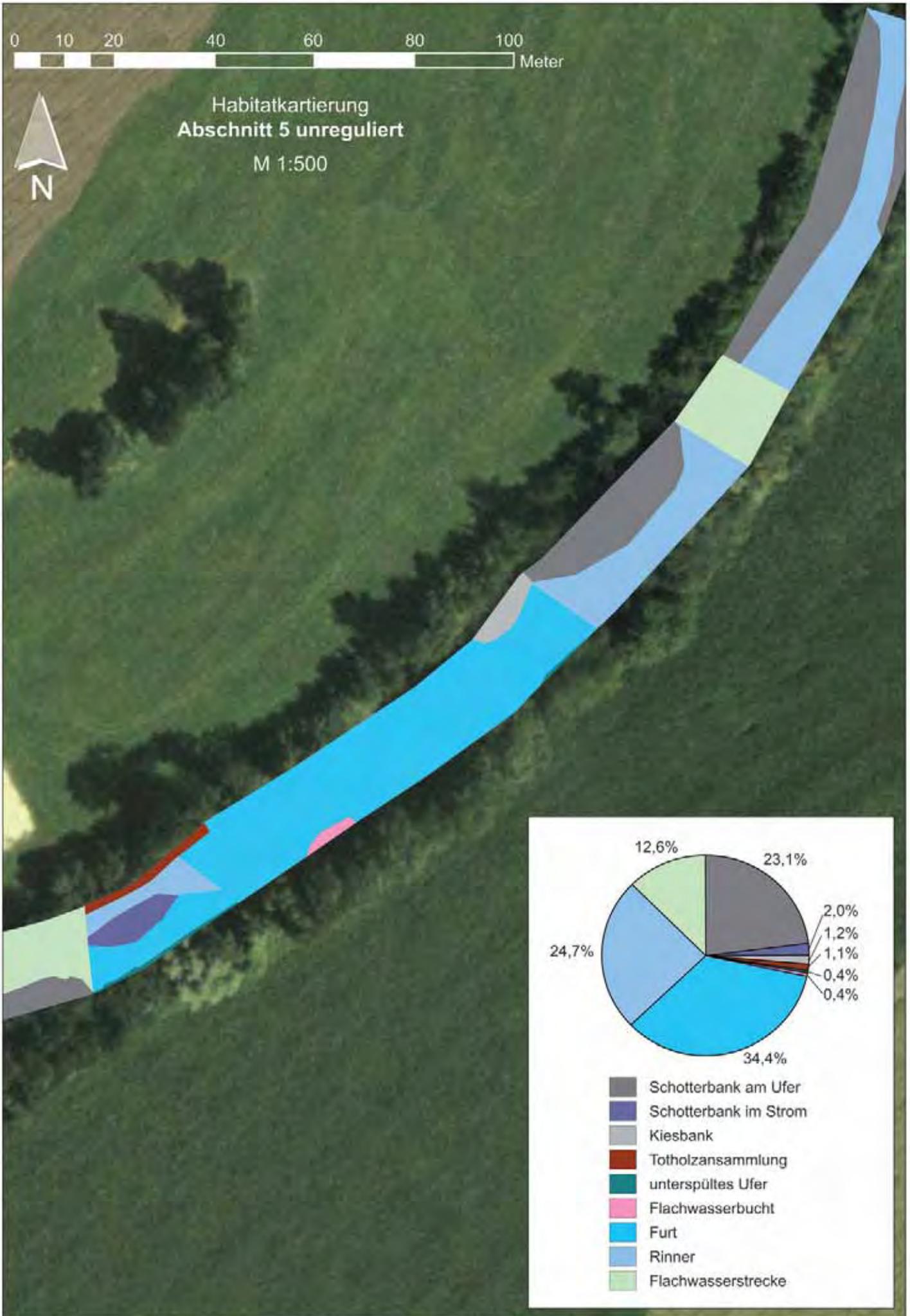
Habitatkartierung
Abschnitt 4 reguliert

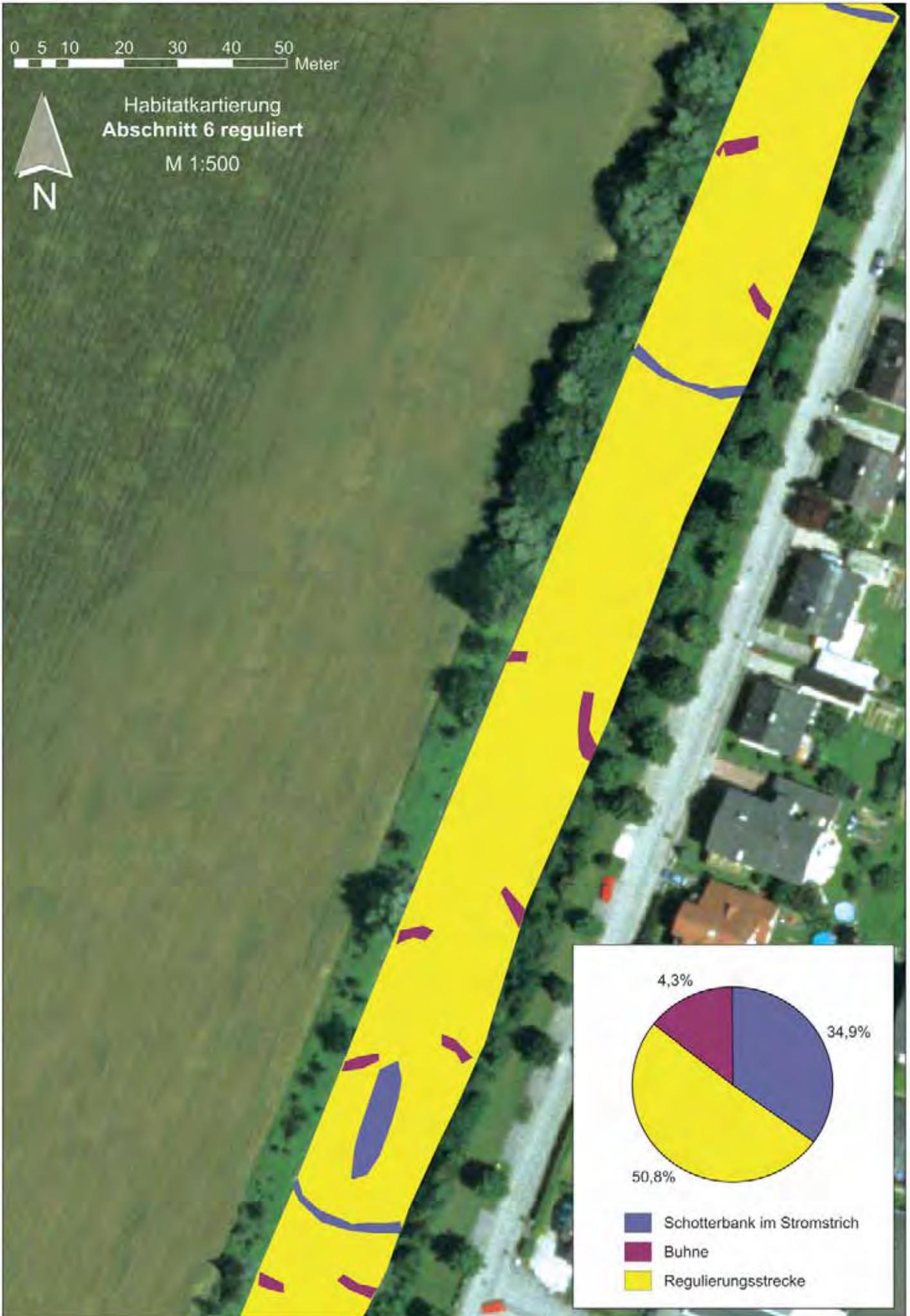
M 1:500

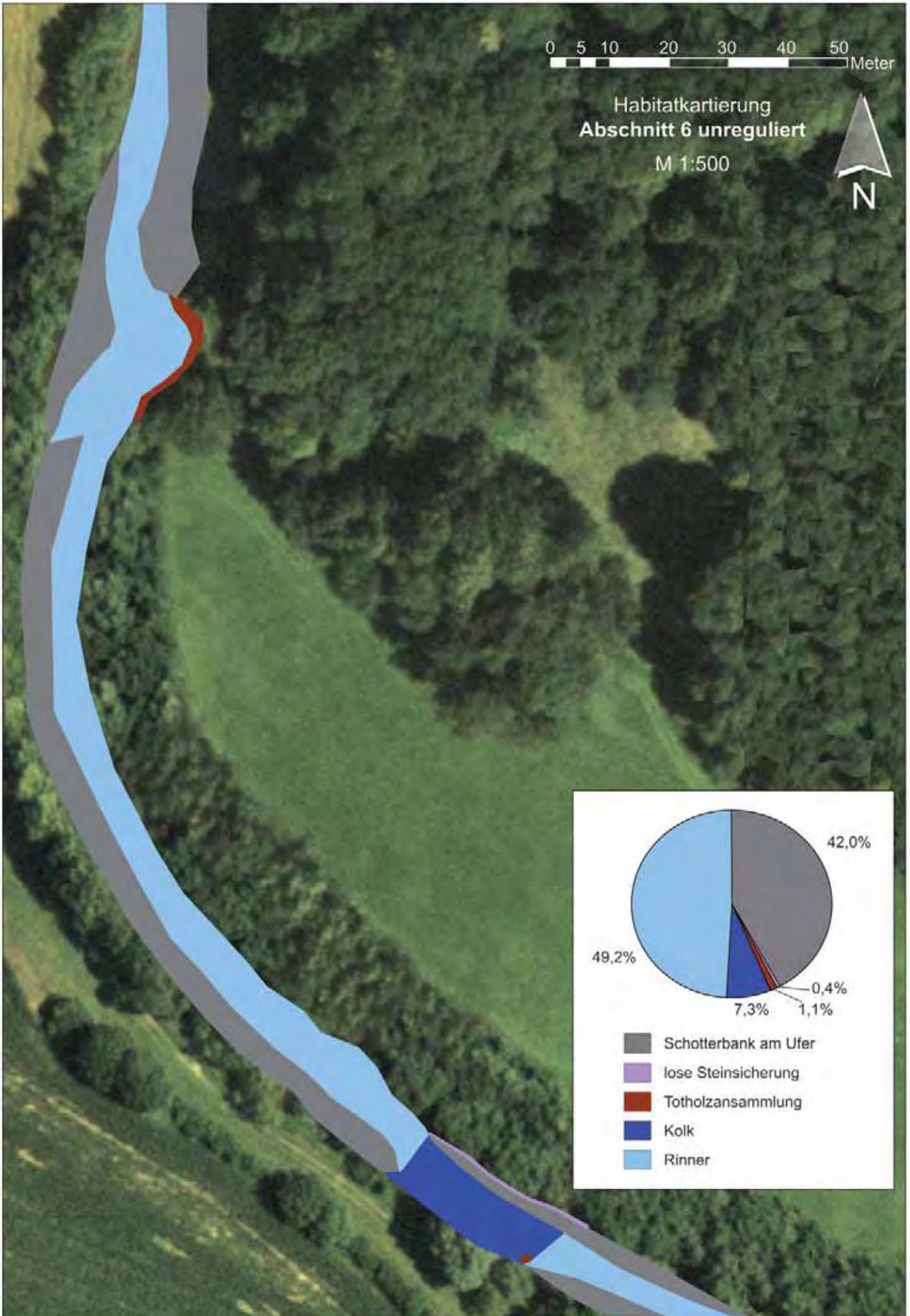


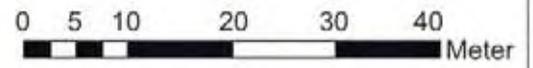






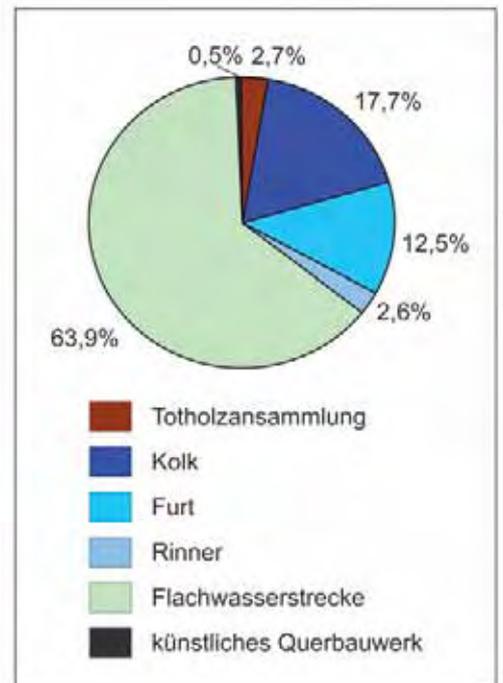


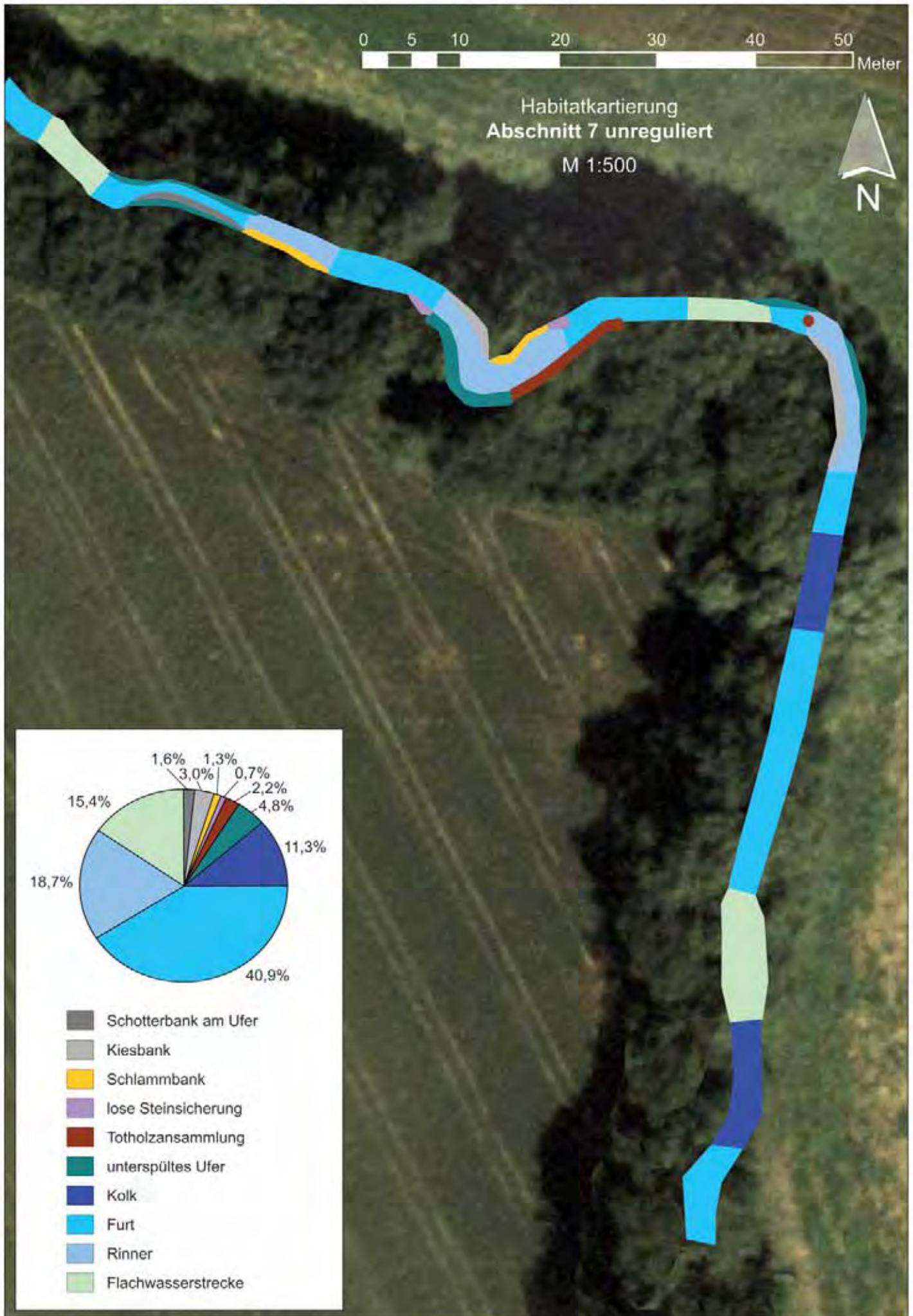


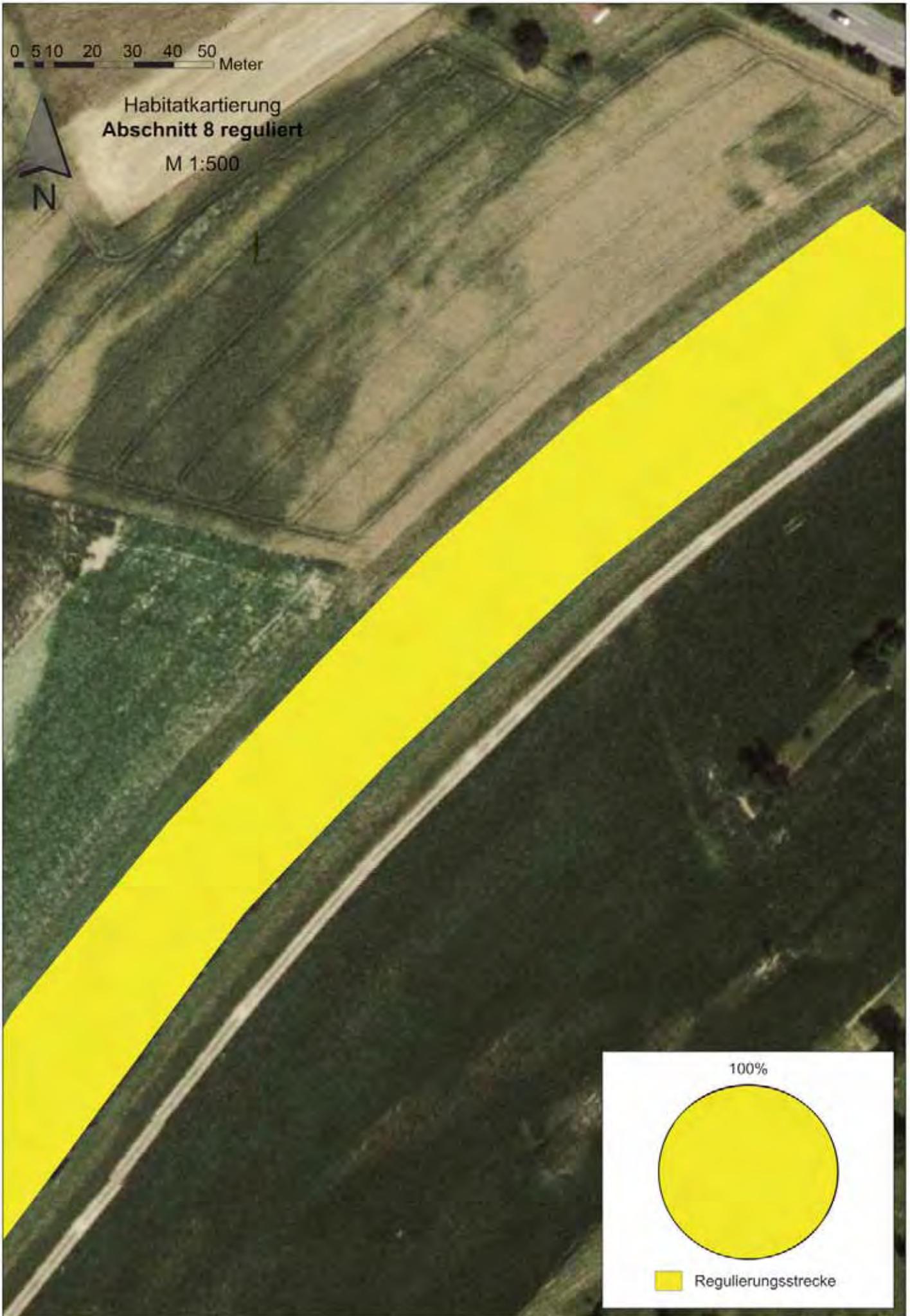


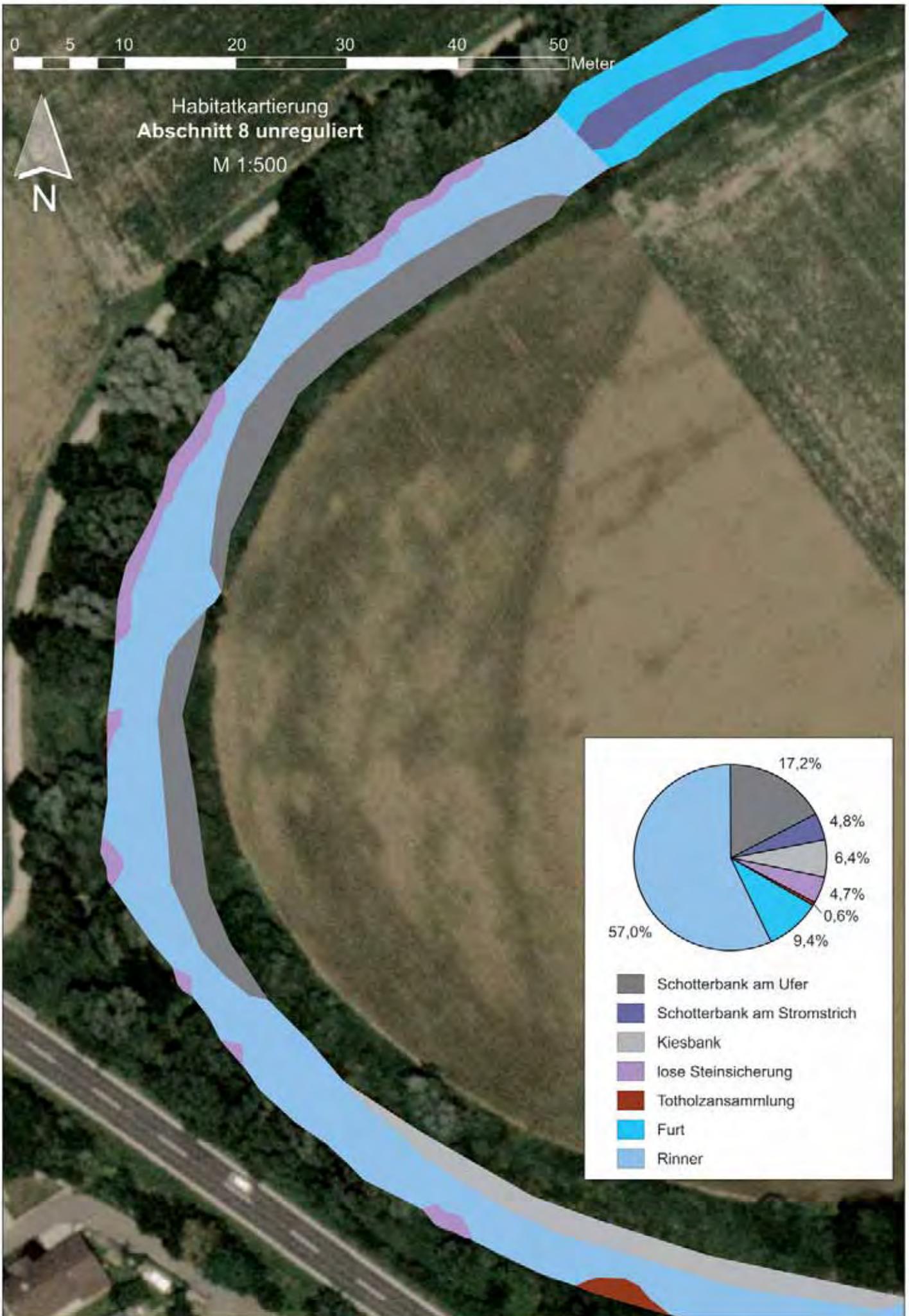
Habitatkartierung
Abschnitt 7 reguliert

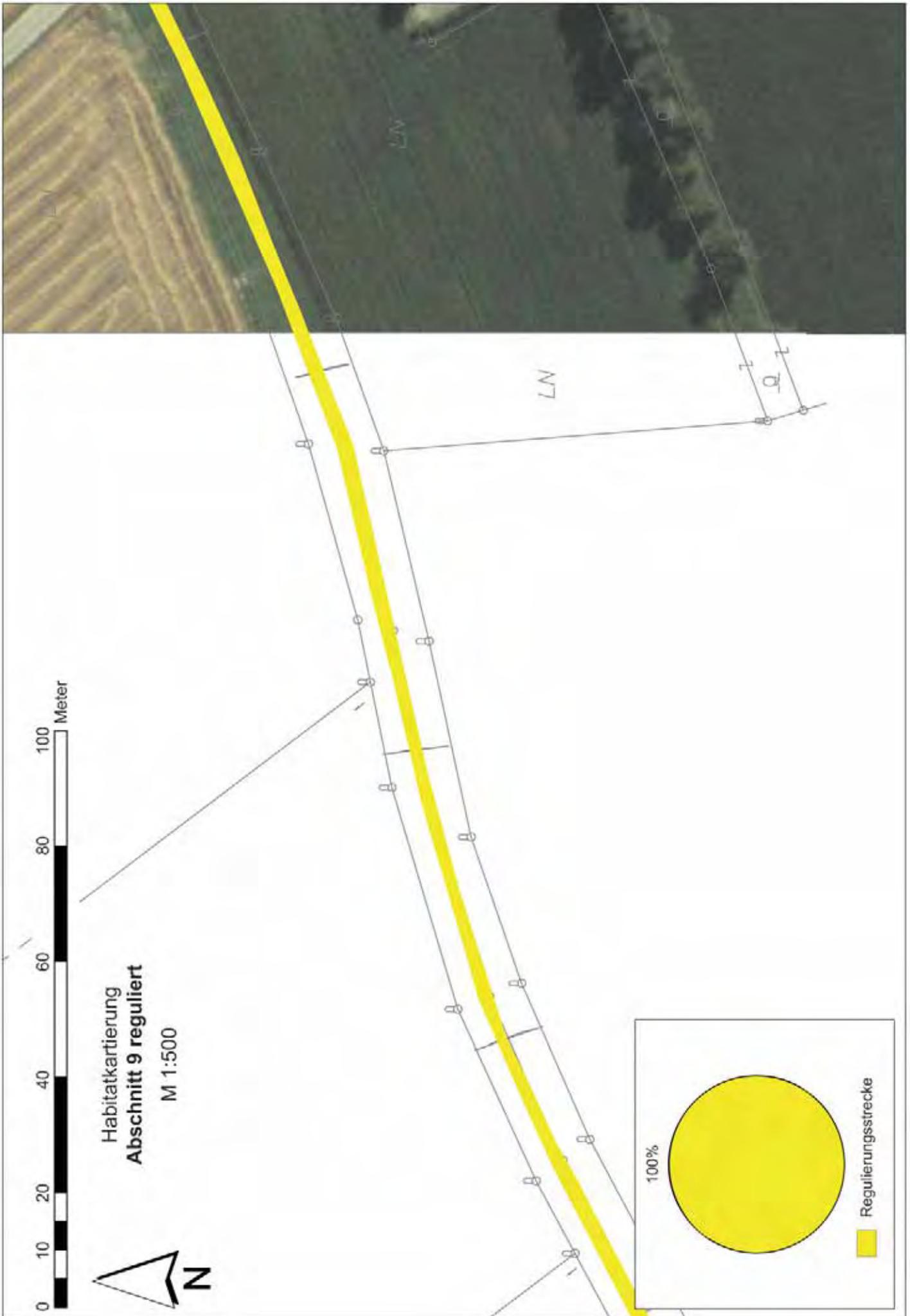
M 1:500

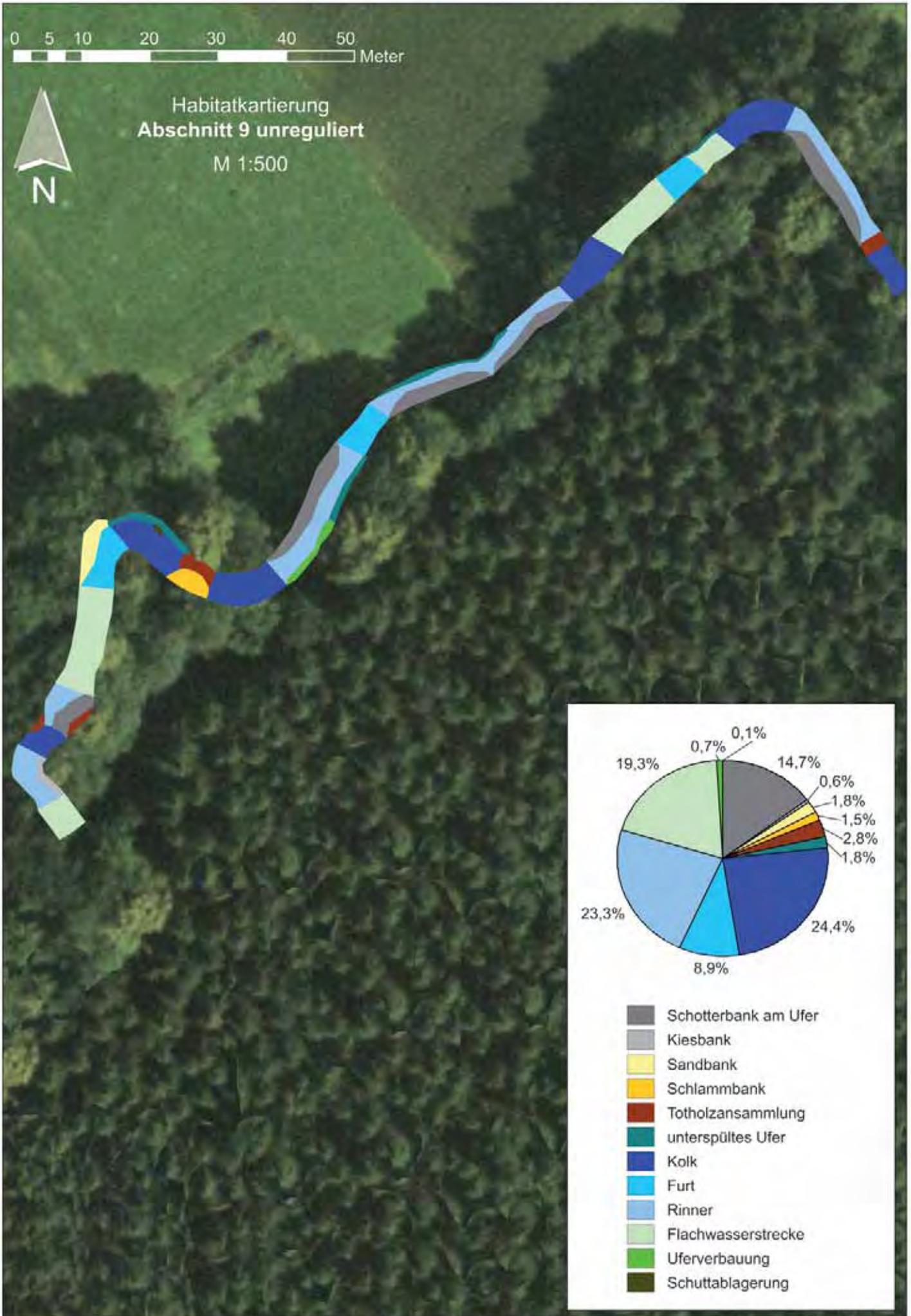


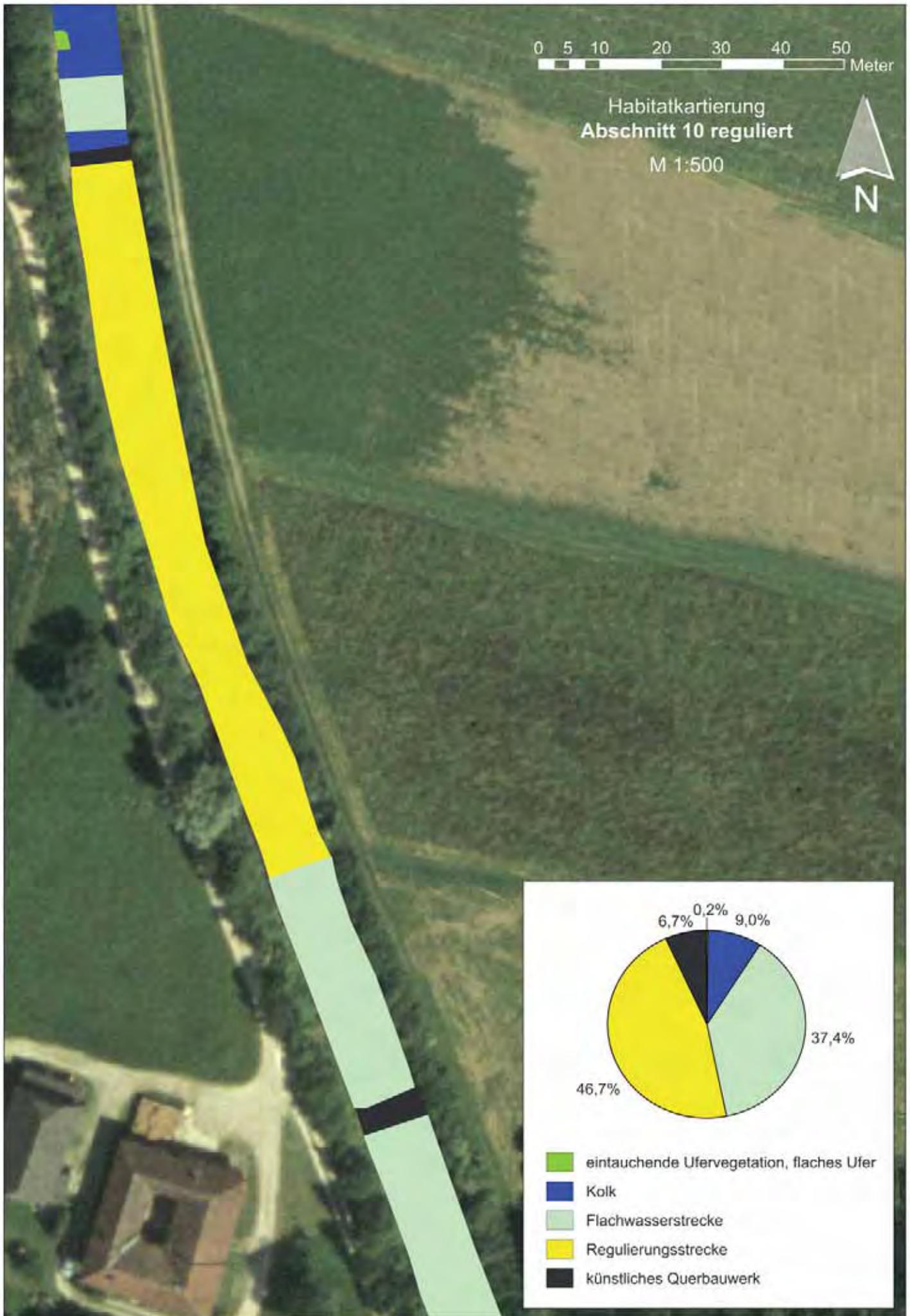


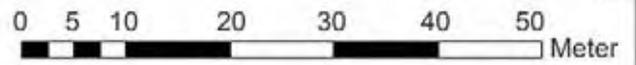




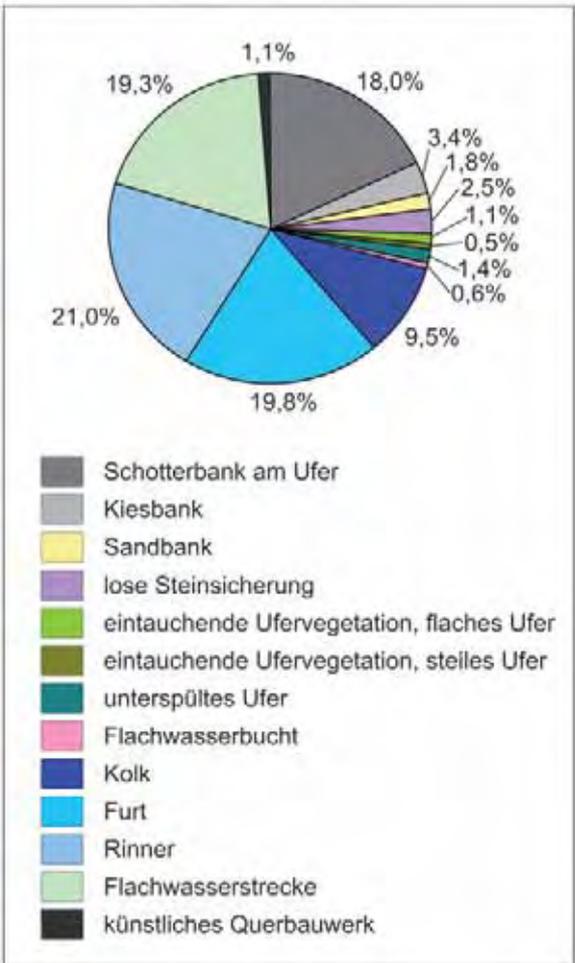
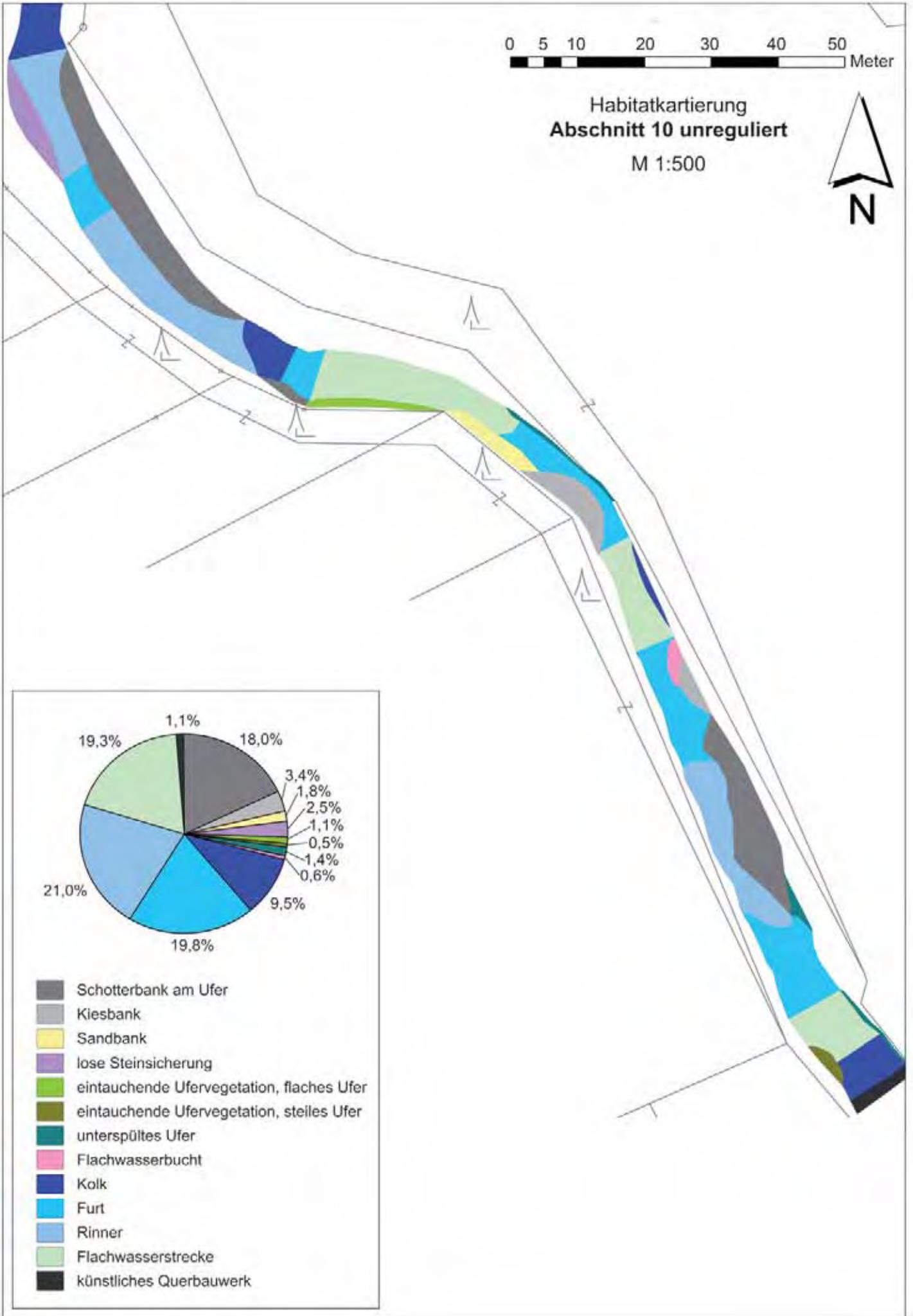








Habitatkartierung
Abschnitt 10 unreguliert
M 1:500



Potenzielle Habitate

Im Zuge der Habitatkartierung wurden auch Habitate berücksichtigt, die erst bei höheren Wasserständen aktiviert werden. Die Kartierung erfolgte in den Sommermonaten bei Niederwasserstand. Habitattypen wie Schotterinseln, Kiesbänke, unterspülte Ufer, Wurzelstöcke, Wurzelbärte, etc. wurden vermerkt und bei entsprechender Größe auch in die Habitatübersichtskarten übernommen. Wurzelbärte und Wurzelstöcke sind sehr wichtige Strukturen im Gewässer, die aber in der Regel eine zu geringe Größe aufweisen, um sie als eigenes Habitat darstellen zu können.

Im Hochwasserfall dienen derartige Strukturen als wichtige Ausweichhabitate für die aquatische Fauna (KUNZE 1998). Besonders Jungfische weichen in diese geschützten Habitate aus, in denen eine Erhöhung des Wasserspiegels neue, gering durchströmte Unterstände entstehen lässt, die bei Hochwasserereignissen als Rückzugsräume von überlebenswichtiger Bedeutung sind. Das Wurzel-

geflecht und die zahlreichen Hohlräume bieten strömungsberuhigten Deckungsraum mit verminderten Fließgeschwindigkeiten. Nach dem Rückgang des Hochwassers verliert die Struktur wieder ihre Lebensraumfunktion, bis sie beim nächsten Hochwasser erneut unter Wasser gesetzt wird. Zwischen den niedrigsten und den höchsten Wasserständen liegen z.B. an der Messstelle in Micheldorf über das Jahr gesehen durchschnittlich 25 cm, an den Messstellen Kirchdorf 40 cm, Kremsmünster 83 cm und in Kremsdorf und am Sulzbach bei 76 cm (HYDROGRAPHISCHES ZENTRALBÜRO IM BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT 2003). Daraus lässt sich ersehen, dass bei der Kartierung aufgenommene, zu diesem Zeitpunkt inaktive Habitate, die innerhalb dieser Wasserspiegelschwankungen liegen, sich im Laufe eines Jahres über gewisse Zeitspannen unter Wasser befinden und damit für die aquatische Fauna relevante Lebensräume darstellen. Die Abb. 96 bis Abb. 99 zeigen einige typische Beispiele für potenzielle Habitate.



Abb. 96: Unterspülte Wurzelformationen im unregulierten Abschnitt 5 der Krems bei Straß



Abb. 97: Wurzelformation im unregulierten Abschnitt 7 des Seilerbaches zwischen Straß und Burg



Abb. 98: Wurzelgeflecht als potenzielles Habitat im unregulierten Abschnitt 3 der Krems bei Sautern



Abb. 99: Holzstrukturen im unregulierten Abschnitt 7 des Seilerbaches als potenzielle Habitate bei höherem Wasserstand

Gegenüberstellung der Querprofile und Habitatkartierungen

Sowohl die Habitatkartierung als auch die geodätische Vermessung sind mit einem hohen Zeitaufwand verbunden. Daraus leitet sich die interessante Frage, ob man von der Vermessung auf die Habitatkartierung schließen kann und umgekehrt. Unter Umständen lässt eine große morphologische Heterogenität der im jeweiligen Abschnitt vermessenen Profile auf eine entsprechende Habitatvielfalt schließen. Dazu werden in Tab. 17 die Ergebnisse der Habitatkartierung den aus der geodätischen Querprofilvermessung ermittelten gegenübergestellt.

Bei den Querprofil-Messergebnissen gibt es pro Abschnitt jeweils zwei Variationskoeffizienten, den des unregulierten und den des regulierten Abschnittes. Übersteigt einer dieser Prozentwerte den anderen um mindestens das Eineinhalbfache, wird dieser als hoch (grün und fett) und sein Vergleichswert folglich als gering (rot) eingeordnet. Bei Variationskoeffizienten, die nicht mindestens das Eineinhalbfache des anderen erreichen, wird der höhere Wert hoch (grün) und der niedrigere als mittel (blau und kursiv) eingestuft.

Die gleiche Einstufung gilt auch für die Habitatkartierungsergebnisse. Verfügt demnach ein Abschnitt entweder im regulierten oder im

unregulierten Bereich über mehr als das Eineinhalbfache an Habitattypen wird dieser als hoch (grün) eingestuft, der andere als gering (rot). Bei geringeren Unterschieden, erhält der Abschnitt mit der größeren Anzahl an Habitattypen einen hohen (grün) Wert und sein Vergleichswert einen mittleren (blau).

Unregulierte Abschnitte verfügen auf Grund ihrer heterogenen Morphologie über eine große Habitatvielfalt. Dies kann mit den Ergebnissen aus der Habitatkartierung in Tab. 17 auch untermauert werden. Lediglich der Abschnitt 1 ist nicht so repräsentativ. Hier verfügt der regulierte Abschnitt über etwas mehr Habitattypen als der unregulierte. Die Begründung dafür ist einerseits im geringen Verbauungsgrad des regulierten Abschnittes zu finden und andererseits liegt der gesamte Abschnitt 1 im Kremsoberlauf. Im Oberlauf verfügt die Krems über ein gestrecktes Bachbett und hohe Fließgeschwindigkeiten, was zu einer geringeren Ausdifferenzierung von unterschiedlichen Habitattypen führt. Von den insgesamt 18 vorkommenden Habitattypen in den unregulierten Abschnitten sind 14 den natürlichen zuzuschreiben, bei den unregulierten Abschnitten sind nur 8 von insgesamt 16 Habitattypen natürlich.

Abschnitt		Querprofilvermessung				Habitatkartierung	
		Vp [%]	Vb [%]	Vt [%]	Vd [%]	nHv	nHn
Abschnitt 1	unreguliert	24,6	12,4	52,1	78,2	6	4
Krems	reguliert	19,3	12,9	59,5	26,9	8	5
Abschnitt 2	unreguliert	13,9	9,4	47,4	33,1	11	9
Krems	reguliert	11,5	15,7	22,3	10,7	2	0
Abschnitt 3	unreguliert	14,2	29,1	43,6	66,5	13	11
Krems	reguliert	3,7	16,9	19,7	34,4	4	1
Abschnitt 4	unreguliert	3,5	32,7	37,6	37,0	13	11
Krems	reguliert	1,7	17,3	33,3	30,5	3	0
Abschnitt 5	unreguliert	16,5	47,4	32,9	35,3	8	7
Krems	reguliert	2,6	12,5	50,8	64,4	3	1
Abschnitt 6	unreguliert	16,1	29,9	29,1	38,4	6	6
Krems	reguliert	7,1	0,8	12,9	10,3	3	1
Abschnitt 7	unreguliert	19,2	24,9	41,3	80,1	16	9
Seilerbach	reguliert	7,3	15,4	21,3	15,4	6	4
Abschnitt 8	unreguliert	14	19,5	32,6	32,3	7	6
Krems	reguliert	13,4	3,5	15,4	3,1	1	0
Abschnitt 9	unreguliert	24,8	27,2	54,4	52,4	12	9
Reiflbach	reguliert	12,1	5,4	15,1	25,4	1	0
Abschnitt 10	unreguliert	15,1	30,7	33,1	61,9	13	11
Sulzbach	reguliert	6,4	1,1	25,9	38,4	5	2

Tab. 17: Gegenüberstellung der Variationskoeffizienten der Maximaltiefen und benetzten Breiten der einzelnen Abschnitte mit den dazugehörigen Ergebnissen der Habitatkartierung. (Vp = Variationskoeffizient der Profilbreiten, Vb = Variationskoeffizient der benetzten Breiten, Vt = Variationskoeffizient der Maximaltiefen, Vd = Variationskoeffizient der Durchflussflächen, nHv = Anzahl der vorhandenen Habitattypen, nHn = Anzahl der natürlichen Habitattypen)

Verfügt ein Abschnitt in allen seinen Variationskoeffizienten (Profilbreite, benetzte Breite, Maximaltiefe und Durchflussflächen) in Tab. 17 über einen hohen Wert (grün) handelt es sich immer um einen unregulierten Abschnitt, der auch in seinen Ergebnissen der Habitatkartierung hohe (grüne) Werte zeigt (siehe Abschnitte 3, 4, 6, 7, 8, 9 und 10).

In Abschnitt 5 zeigt der unregulierte Bereich bei zwei Variationskoeffizienten geringe (rote) Werte. Die Prozentsätze für Maximaltiefe und Durchflussfläche sind signifikant geringer als jene im regulierten Abschnitt. Trotzdem bescheinigen die Ergebnisse der Habitatkartierung dem

unregulierten Abschnitt die bedeutend höhere Anzahl an Habitattypen. Zusammenfassend kann also festgestellt werden, dass sich die Habitattypenvielfalt mit Hilfe der ermittelten Variationskoeffizienten aus der Querprofilvermessung gut abschätzen lässt. Sind alle Werte hoch (grün), wie es bei sieben Abschnitten auftritt, handelt es sich immer um einen unregulierten mit hohen (grünen) Werten der Habitatkartierung. Im Gegenzug sind Abschnitte, die bei den Variationskoeffizienten ausschließlich geringe (rote) Werte aufweisen, immer reguliert. Selbiges gilt auch für Abschnitte, die nur geringe (rote) und mittlere (blaue) Variationskoeffizienten aufzeigen.



Vergleich der aktuellen mit der historischen Situation

Franziseische Landesaufnahme

Die Projektion des ehemaligen Flussverlaufes der Krens aus der Franziseischen Landesaufnahme zwischen 1809 und 1819 auf aktuelle Luftbilder des Kremstales zeigt gut die anthropogene Umgestaltung des Flusses. Die natürliche Pendelbewe-

gung und Anpassung an geologische und topographische Gegebenheiten ist in Abb. 100 bis Abb. 105 gut nachvollziehbar (hellblaue Linie) und wurde im Zuge der Regulierungsarbeiten kontinuierlich begradigt (dünne dunkelblaue Linie).



Abb. 100: Projektion des Kremslaufes um 1800 aus der Franziseischen Landesaufnahme (1809 bis 1819) (hellblau) auf die aktuelle Luftbildaufnahme der Krens (der aktuelle Kremslauf ist dunkelblau) zwischen Nettingsdorf und Ansfelden

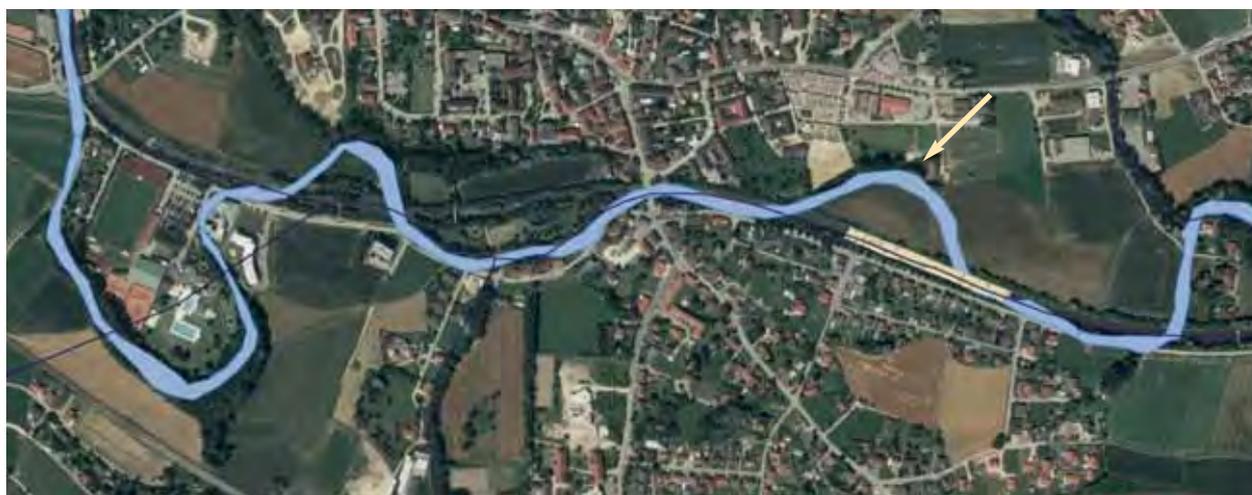


Abb. 101: Projektion des Kremslaufes um 1800 (hellblau) auf die aktuelle Luftbildaufnahme der Krens (dunkelblau) bei Neuhofen. Die gelben Pfeile markieren Reste des ehemaligen Kremslaufes in der Landschaft

Diskussion

Der Verlauf der Krens um 1800 (Franziseischen Landesaufnahme) ist in den Luftbildern anhand der bestehenden Gehölze teilweise noch gut erkennbar (gelbe Pfeile in Abb. 89), weil diese im Zuge der Regulierungsarbeiten nicht überall entfernt wurden. Die aus der Analyse der Regulierungsoperete hervorgehende Lauflängenverkürzung von durchschnittlich 20% wird durch die Projektion des ehemaligen Flusslaufes auf die aktuellen Luftbilder plakativ veranschaulicht. Die Krens besaß einen gewundenen und teils sogar stark mäandrierenden Flusslauf, der immer wieder zwischen den Mäanderschleifen über gestreckte Abschnitte verfügte. Die Regulierungs-

maßnahmen begradigten die Krens und beraubten sie damit nicht nur ihrer Dynamik sondern auch ihrer Schleifen. Im Zuge dessen verlor sie auch an Lauflänge.

Die Projektion des Krensverlaufes zwischen 1809 und 1819 auf den aktuellen Krensflussab von Wartberg in Abb. 103 zeigt deutlich die Begradigung der Krens im Zuge der Regulierung Wartberg / Ried – Diepersdorf. Der gelbe Pfeil markiert einen Krensaltarm, der aber schon vor 1809 abgetrennt worden sein muss. Im aktuellen Luftbild deutet auf diesen Altarm nur mehr der Gehölzbestand hin.



Abb. 102: Projektion des Krenslaufes um 1800 auf einen Teil der aktuellen Regulierungsstrecke „Kematn“ bei Rohr im Kremstal



Abb. 103: Projektion des Krenslaufes um 1800 auf einen Teil der Regulierungsstrecke „Wartberg / Ried – Diepersdorf“ flussab von Wartberg



Abb. 104: Projektion des Kreamslaufes zwischen 1809 und 1819 auf den aktuellen unregulierten Kreamslauf bei Sautern. Die rosa Markierungen zeigen Bereiche, die aktuell dem ursprünglichen Lauf gleichen. Die gelben Pfeile zeigen noch vorhandene, aber nicht mehr so stark ausgeprägt Mäanderschleifen

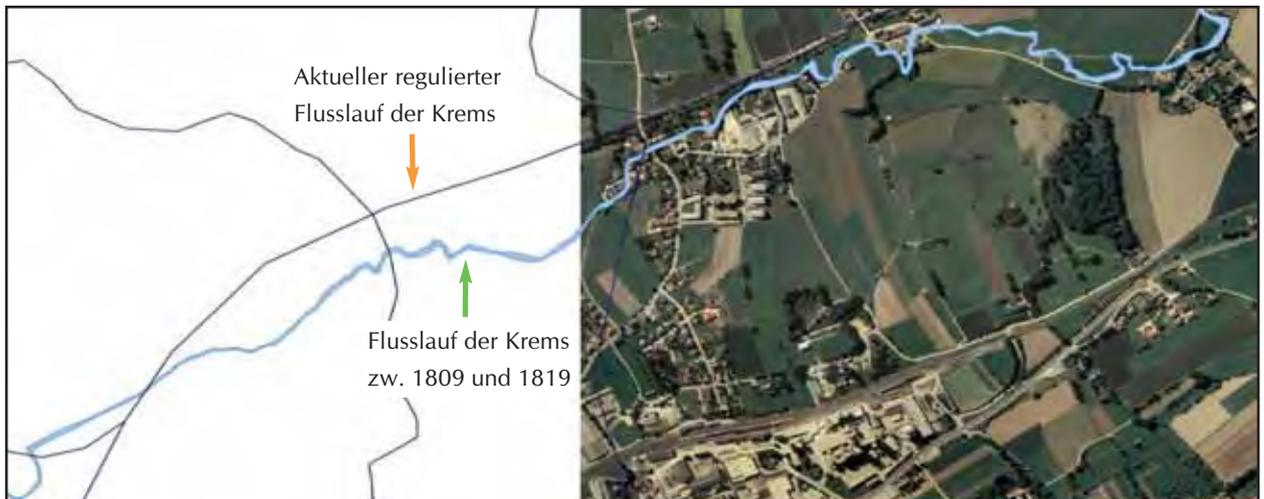


Abb. 105: Projektion des Kreamslaufes um 1800 auf einen Teil der aktuellen Kreamsregulierung „Kirchdorf – Micheldorf“

Im Bereich Sautern, in dem sich auch der unregulierte Abschnitt 3 befindet, ist die Kreams noch sehr natürlich und entspricht in vielen Bereichen (siehe rosa Markierungen in Abb. 104) noch dem Verlauf um 1800. Die unnatürliche Eintiefung des Flussbettes als sekundäre Auswirkung der Regulierung im Oberlauf scheint das Flussbett derart fixiert zu haben, dass der aktuelle Lauf der Kreams doch sehr ähnlich dem Verlauf zwischen 1809 und 1819 (Abb. 104) ist. Die Mäander sind im Vergleich zum historischen Verlauf in manchen Abschnitten (siehe gelbe Markierungen in Abb. 104) nicht mehr so stark ausgeprägt. Die Kreams hat aber im Bereich

Sautern eine weitgehend natürliche Laufausprägung allerdings ohne dynamische Entwicklung beibehalten.

Der Projektion des Kreamslaufes von 1800 auf das aktuelle Luftbild in Abb. 105 zeigt die massiven Laufveränderungen infolge der Regulierung „Kirchdorf – Micheldorf“. Hier weicht der aktuelle Gewässerlauf (oranger Pfeil in Abb. 105) in vielen Bereichen extrem vom Verlauf zwischen 1809 und 1819 (grüner Pfeil in Abb. 105) ab. Der mäandrierende Lauf wurde in ein über weite Teile von Bewuchs frei gehaltenes Regelprofil verändert.

Regulierungsoperete

Im Zuge der Regulierungsarbeiten wurde mehr als die Hälfte des natürlichen Kremslaufes in ein begradigtes und gesichertes Bett umgelegt. Damit verlor der Fluss über weite Strecken seine natürliche Dynamik und Laufentwicklung. Unter der Laufentwicklung versteht man die Linienführung eines Gewässers im Zusammenhang mit dynamischen Prozessen wie Erosion und Sedimentation (GEBLER 2005). Durch die Regulierungsarbeiten an Gewässern kommt es zu einem beträchtlichen Verlust der Lauflängen. Das ursprünglich mäandrierende und dynamische Flussbett wird in einen geradlinigen Kanal umgewandelt und von seiner intensiven Vernetzung mit dem Umland abgekoppelt. Neben den schwerwiegenden ökologischen Folgen zeigen sich enorme Veränderungen im Abflussverhalten des regulierten Gewässers. Die gleiche Wassermenge wird nun im durch die Regulierung verkürzten und begradigten Gewässerbett abgeführt.

Durch die stark veränderten Gefällesituationen infolge der Laufverkürzung kommt es zu einer Fließgeschwindigkeitserhöhung. Zusätzlich wird durch die viel geringere Energievernickung an den Ufern die Fließgeschwindigkeit weiter erhöht und das Wasser wird beinahe ungebremst abgeführt. An einem natürlichen geschwungenen Gewässerlauf prallt das Gewässer in jeder Krümmung an seine Ufer und verliert dadurch Energie und somit auch Fließgeschwindigkeit. Die negativen Folgen ungebremster und schnell fließender Wassermassen zeigen sich am deutlichsten im Hochwasserfall. Durch die Reduktion des Retentionspotentials des Umlandes, aber auch im Gewässer selbst kann es zur ungünstigen Summierung von Hochwasserwellen kommen (SCHEDER et al. 2006). Um der Fließgeschwindigkeitserhöhung entgegen zu wirken, hat man in der Kreams Querbauwerke errichtet und die Sohle mit großem Geröll fixiert.

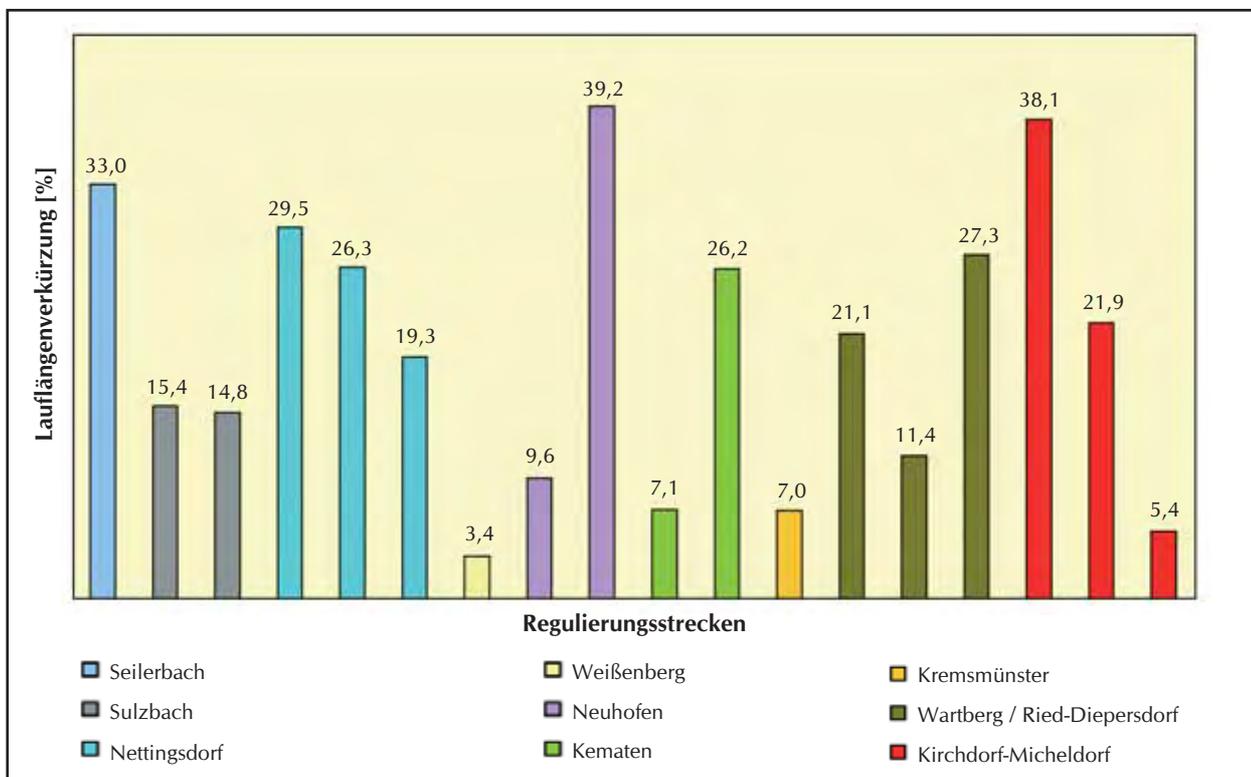


Abb. 106: Übersicht der Lauflängenverkürzungen in den einzelnen Regulierungsabschnitten der Kreams (OÖ)

Aus den Regulierungsoperaten konnte bei einem Großteil der Regulierungsstrecken der Lauf­längenverlust erhoben werden (Abb. 106). Durchschnittlich verliert die Krems in den regulierten Flussabschnitten etwa 20% ihrer ursprünglichen Länge und die durchschnittliche Gefälleerhöhung liegt bei 0,08%. Dies scheint im Vergleich mit Untersuchungen im Zuge anderer Projekte nicht all zu hoch zu sein. Beispielsweise weist der Sandbach im Aschachsystem Laufver­kürzungen um bis zu 70% auf (SCHEDER et al. 2006). Der Sandbach würde aber von Natur aus einen mäandrierenden Gewässerlauf aufweisen, der sich in stark gewundenen langen Schlingen durch die Landschaft zieht. Die Krems hingegen ist eher dem gewundenen Flusstyp zuzuordnen (Abb. 107). Für diese Annahme spricht auch die geomorphologische Ausprägung des Kremstales. Die Krems hat im Laufe ihrer Entwicklung das Tal ausgeformt und würde ohne Zutun des Menschen die gesamte Talebene als Umlagerungsstrecke beanspruchen.

Neben der Lauf­längenverkürzung ist auch die im Zuge der Analyse der Querprofilvermessungen ermittelte Vereinheitlichung der regulierten Abschnitte zu beobachten. Die planliche Darstellung der Regulierungsoperat zeigt deutlich die Monotonisierung der Gewässer- und Profilbreiten. Natürliche Gewässerbette verfügen über variable Gewässerbreiten, die im Zuge der Regulierung vereinheitlicht wurden (siehe Abb. 108 und Abb. 109). Die verbleibende Fluss­schlinge, in den Operaten als „Altarm“ bezeichnet, wurde in der Regel verfüllt.

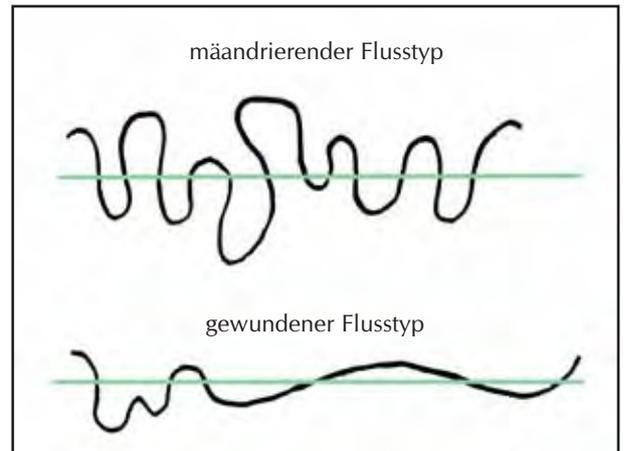


Abb. 107: Auswirkung einer Regulierung auf die Lauflänge an einem mäandrierenden und einem gewundenen Flusstyp

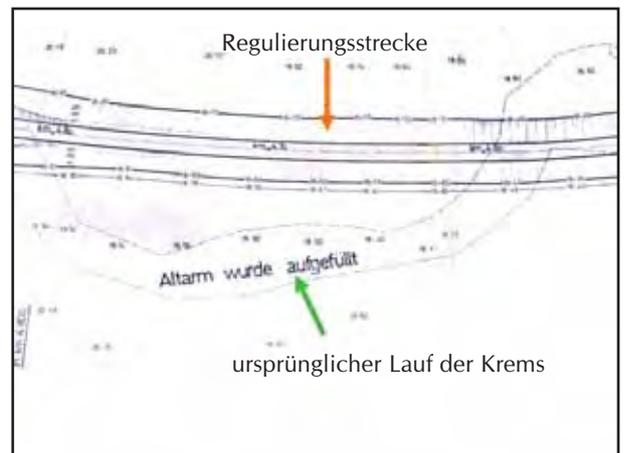


Abb. 108: Ausschnitt aus dem Regulierungsoperat der Krems (Kematen – Bauabschnitt 2)



Abb. 109: Ausschnitt aus dem Regulierungsoperat des Sulzbaches (Bauabschnitt 1)

ERGEBNIS UND AUSBLICK

Die wasserbaulichen Aktivitäten an der Kream und ihren Zuflüssen haben stark in die Morphologie der Gewässer eingegriffen und starke Veränderungen in Flora und Fauna zur Folge. Knapp die Hälfte des Kremslaufes wurde im letzten Jahrhundert reguliert. Die damit einhergehenden Laufverkürzungen liegen durchschnittlich über alle Regulierungsabschnitte betrachtet bei 20%. In manchen Bereichen wie etwa bei den Regulierungen Neuhofen und Kirchdorf beträgt sie knapp 40%. Zusätzlich zu der Laufverkürzung ist als Folge der Verbauung eine enorme Monotonisierung der Gewässer zu beobachten. Dies spiegelt sich deutlich in den Variabilitäten verschiedener abiotischer Parameter, wie der Profilbreiten oder der Tiefenverteilung in den regulierten Abschnitten wider (Abb. 110). Durchschnittlich sind die benetzten Umfänge eines regulierten Bettprofils um 36% kürzer als in einem vergleichbaren unregulierten Profil. Zusätzlich wirken sich die fehlende Beschattung in regulierten Abschnitten und die Stauwirkung durch Querbauwerke negativ auf die Wassertemperatur aus.

Die oben genannten Faktoren haben deutlich negative Folgen für die Lebensraumausstattung in einem regulierten Abschnitt. Von allen im Zuge der Kartierungsarbeiten erhobenen Habitattypen sind in den unregulierten Abschnitten 88% natürliche bzw. natürlich entstandene Lebensräume mit einem Flächenanteil von 98,4% vorzufinden, wogegen in den regulierten Abschnitten nur knapp 29% der natürlichen Habitatausstattung zuzuweisen sind und nur 11,7% der Fläche einnehmen. Zusätzlich zu der Natürlichkeit der Habitattypen ist die Vielfältigkeit und Anzahl der Habitate von Bedeutung. Auch hier liegen die unregulierten Bereiche mit 12 natürlichen Habitattypen deutlich besser als die regulierten Abschnitte mit lediglich fünf Typen.

Veränderungen der Habitatausstattung eines Gewässers spiegeln sich auch in der Fauna eines Gewässers wider. Z.B. weist die Bewertung nach HAUNSMID et al. (2006), die als Maßstab für die Bewertung des aktuellen fischökologischen Zustandes den ursprünglichen, unbeeinflussten, gewässertypspezifischen Zustand heranzieht, bei



Abb. 110: Der regulierte Abschnitt 2 der Kream bei Inzersdorf als Beispiele einer Monotonisierung des Gewässers. Die Kream weist hier eine geringe Variabilität der Profilbreiten und Tiefen auf

den Untersuchungen von SILIGATO & GUMPINGER (2006) eine starke Veränderung der Fischfauna nach. Nur 15% der Probestrecken konnten mit den Klassen 1 (sehr guter Zustand) und 2 (guter Zustand) bewertet werden. Der wesentlich größere Anteil von 85% zeigt einen erheblich veränderten Zustand der Fischartengemeinschaft in den insgesamt 25 Probestrecken an (SILIGATO & GUMPINGER 2006). Die Auswertung der Daten in der vorliegenden Arbeit zeigt, dass sich diese Veränderung der aquatischen Fauna nicht so sehr auf die Laufverkürzungen und die daraus resultierende Gefälleänderung zurückführen lässt, sondern dass viel mehr ein intensiver Zusammenhang zu fehlender Habitatvielfalt bzw. -anzahl besteht. Es kommt zwar generell durch eine Regulierung zu einer durchschnittlichen Laufverkürzung von 20% und damit auch zu einem gewissen Lebensraumverlust, aber viel entscheidender wirkt sich die Monotonisierung des Gewässerabschnittes aus. Die Habitatvielfalt und auch -anzahl, wobei hier von natürlichen Habitaten die Rede ist, wird maßgeblich von der Variabilität der Gewässerbreiten und -tiefen bestimmt.

Die WRRL (Wasserrahmenrichtlinie) der Europäischen Union fordert den guten ökologischen Zustand aller Oberflächengewässer beziehungsweise das gute ökologische Potenzial der „heavily modified“ Gewässer bis zum Jahr 2015. Diese Zielvorgabe kann durch eine Vielzahl von Maßnahmen erreicht werden. Neben der Wiederherstellung der longitudinalen Durchgängigkeit unserer Fließgewässer sind in zahlreichen Flusssystemen Renaturierungsmaßnahmen und der Rückbau von Regulierungen sicherlich eine unverzichtbare Maßnahme, den ökologischen Zustand (Abb. 111) entscheidend zu verbessern und tragen somit wesentlich zur Erreichung der Zielvorgabe der WRRL bei. Inhalt der vorliegenden Arbeit ist einerseits die Analyse der gewässerökologisch relevantesten Probleme, die mit Gewässerverbauungen verbunden sind. Andererseits soll die vorliegende Studie als Grundlage für die zukünftige Planung gewässerökologisch relevanter Eingriffe im Krems-Einzugsgebiet dienen. Die statistische Auswertung der Daten liefert zudem gute Richtwerte für die Maßnahmenplanung in typologisch vergleichbaren Flussgebieten.



Abb. 111: Die Krems bei Sautern kommt dem natürlichen Zustand der Krems sehr nahe

ZUSAMMENFASSUNG

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der morphologischen Veränderung des Flussgebietes der Kreams in Oberösterreich durch flussbauliche Maßnahmen.

Dazu wurden naturnah und natürlich erhaltene Gewässerabschnitte mit regulierten oder kanalisierten Abschnitten verglichen. Jeweils sechs Gewässerabschnitte im Hauptfluss und vier weitere in Zuflüssen wurden einander gegenübergestellt. Innerhalb dieser ausgewählten etwa 500 m langen Abschnitte wurde eine Habitat-

kartierung vorgenommen, je zehn typische Querprofile geodätisch vermessen und statistisch analysiert. Zusätzlich wurden die gewonnenen Erkenntnisse aus dem aktuellen Kreams-Verlauf der historischen Situation gegenübergestellt.

Aus dieser Zusammenschau konnte die morphologische Veränderung des Kreamslaufes durch Regulierungs- und Verbauungsmaßnahmen sowohl statistisch als auch kartographisch belegt werden.



LITERATURVERZEICHNIS

- ASSMANN, A. (2001): Dezentraler, integrierter Hochwasserschutz – vom Konzept zur Planung. - In: Hochwasserschutz heute – Nachhaltiges Wassermanagement; Heiden, Erb & Sieker (Hrsg.), Erich Schmidt Verlag GmbH & Co., Berlin, 197 – 217.
- DERNDORFER, F. (2000): Neuhofen im 20. Jahrhundert. – Sparkasse Neuhofen Bank AG (Hrsg.), Neuhofen, 374 S..
- FINK, M. H., O. MOOG & R. WIMMER (2000): Fließgewässer-Naturräume Österreichs. - Umweltbundesamt Wien, Monographien Bd. 128, 100 S. + Anhang.
- FITTKAU, E. J. & F. REISS (1983): Versuch einer Rekonstruktion der Fauna europäischer Ströme und ihrer Auen. - Arch. Hydrobiol. 97, 1 - 6.
- GEBLER, R.-J. (2005): Entwicklung naturnaher Bäche und Flüsse - Maßnahmen zur Strukturverbesserung. - Verlag Wasser + Umwelt, Walzbachtal, 79 S. + 60 Beiblätter.
- GUMPINGER, C. & S. SILIGATO (2004): Wehrkataster der Krems und ihrer Zuflüsse. – Amt der OÖ. Landesregierung, Abt. Wasserwirtschaft / Gewässerschutz (Hrsg.): Gewässerschutzbericht 32/2004, 142 S..
- HAUNSMID, R., G. WOLFRAM, T. SPINDLER, W. HONSIG-ERLENBURG, R. WIMMER, A. JAGSCH, E. KAINZ, K. HEHENWARTER, B. WAGNER, R. KONECNY, R. RIEDMÜLLER, G. IBEL, B., SASANO & N. SCHOTZKO (2006): Erstellung einer fischbasierenden Typologie Österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserahmenrichtlinie. – Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft Band 23, 104 S..
- HERING, D. & M. REICH (1997): Bedeutung von Totholz für Morphologie, Besiedlung und Renaturierung mitteleuropäischer Fließgewässer. - Natur und Landschaft 72, 383 - 389.
- HÜTTE, M. (2000): Ökologie und Wasserbau – Ökologische Grundlagen von Gewässerverbauung und Wasserkraftnutzung. – Parey Verlag, Berlin, 280 S..
- HYDROGRAPHISCHES ZENTRALBÜRO IM BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (Hrsg.) (2003): Hydrographisches Jahrbuch von Österreich 2000. - 18. Bd., Wien.
- JUNGWIRTH, M., G. HAIDVOGL, O. MOOG, S. MUHAR & S. SCHMUTZ (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. - Facultas UTB, 547 S..
- KUNZE, U. (1998): Zur Bedeutung von Habitatdiversität und Totholz in Fließgewässern. - Österr. Fischerei 51, 156 - 166.
- MANGELSDORF, J. & K. SCHEURMANN (1980): Flußmorphologie - Ein Leitfaden für Naturwissenschaftler und Ingenieure. - München (Verlag R. Oldenbourg), 262 S..
- MARKTGEMEINDE KREMSMÜNSTER (Hrsg.) (1989): Markt Kremsmünster 1489 – 1989. Festschrift zum 500-Jahr-Jubiläum der Marktgemeinde, Kremsmünster, 383 S..
- MORITZ, C. (2003): Monitoring beim LIFE-Projekt „Wildflusslandschaft Tiroler Lech“. – In: 20. Flussbautagung LIFE-SYMPOSIUM Band 2, „Gewässerbetreuung und die EU-Wasserahmenrichtlinie – Umsetzung am Beispiel von LIFE-Projekten“, 8. – 11. September 2003 in Spittal/Drau, veranstaltet vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 81 – 90.
- NIEMEYER-LÜLLWITZ, A. & H. ZUCCHI (1985): Fließgewässerkunde. - Studienbücher Biologie, Verlag Sauerländer, Salzburg, 224 S..
- OÖ. LANDESREGIERUNG (2002): Verordnung der OÖ. Landesregierung, mit der die „Kremsauen“ in den Gemeinden Nußbach und Schlierbach als Naturschutzgebiet festgestellt werden.. – Landesgesetzblatt für Oberösterreich, Nr. 134, Linz, 1. S..
- PAPLHAM, H., B. ATZWANGER, H. BLASCHKE, K. HOLTER, W. KLEIBEL, D. KOMPOSCH, W. MARKOVEC, U. MODELHART, R. WEINBAUER, F. DERNDORFER, R. RENDL, J. MÜHLBÖCK & F. NEUMEYER (1976): Wasserbau im Kremstal. – Amt der oö. Landesregierung, Landesbaudirektion, Schriftenreihe 1976, 85 S..

- SCHEDER, C, GUMPINGER, C., HOCHHOLD, A. & G. HUMER. (2006): Renaturierung Leitenbach und Sandbach: Modul 1: Teilprojekt Machbarkeitsstudie. – i. A. des Amtes der Oö. Landesregierung, Gewässerbezirk Grieskirchen.
- SCHERER, R., TWELBECK, R. & C. LINNENWEBER (2006): Gewässerstrukturgüte und Habitatqualität für Fischzönosen. – In: Wasserwirtschaft 9/2006, S. 26-31.
- SILIGATO, S. & C. GUMPINGER (2006): Bewertung des fischökologischen Zustandes ausgewählter Wasserkörper an der Krems. – i. A. des Amtes der Oö. Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft / Gewässerschutz.
- STÖGMÜLLER, P. (1990): Vom Angerdorf zur Bezirksstadt Kirchdorf. Eine Chronik in Wort und Bild. Anlässlich 110 Jahre Zeitung im Bezirk Kirchdorf, Kirchdorf, 312 S..
- TIMISCHL, W. (1990): Biostatistik - Eine Einführung für Biologen. - Springer Verlag Wien, 218 S..
- URBANEK, B., M. HINTERHOFER & H. KUMMER (1999): Totholz in Fließgewässern - Literaturrecherche und Analyse ausgewählter Aspekte. - Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur, Universität für Bodenkultur, Wien, 64 S..
- VANNOTE et al. (1980): In: JUNGWIRTH, M., G. HAIDVOGL, O, MOOG, S. MUHAR & S. SCHMUTZ (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. - Facultas UTB, 547 S..
- WARD, J. V. & J. A. STANFORD (1995): Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. – Regulated Rivers: Research & Management 11, 105 – 119.
- ZUMBROICH, T., A. MÜLLER & G. FRIEDRICH (Hrsg.) (1999): Strukturgüte von Fließgewässern: Grundlagen und Kartierung. - Springer Verlag, Heidelberg, 283 S..

Internetquellen:

<http://ivflserver.boku.ac.at/Projekte/cosinus/Methoden/Luftbildauswertung/luftbildauswertung.html>, am 7.2.2007

http://www.boku.ac.at/statedv/statlw/LW_01S/hint2.htm, am 7.2.2007

<http://www.lrz-muenchen.de/~wlm/ilmes.htm>: ILMES - Internet-Lexikon der Methoden der empirischen Sozialforschung, am 23.11.2006.

VERÖFFENTLICHUNGEN DES GEWÄSSERSCHUTZES

Eigenverlag

1966/67	WGA.Band 1	Güteuntersuchungen an größeren öö. Fließgewässern	vergriffen
1969	WGA.Band 2	Die Wassergüte der Oberflächengewässer im Raum Linz	vergriffen
1971	WGA.Band 3	Atlasblatt 26/1; Alkoven-Linz (West); Wassergüte	vergriffen
1977	WGA.Band 4	Studie:Oberösterr.Salzkammer – gutseen; Uferzugänglichkeiten – Bademöglichkeiten	vergriffen
1977	WGA.Band 5	Erläuterungen zur Hydrogeologisch-ingenieurgeologischen Karte Hofkirchen - Kronstorf, M 1:25.000	vergriffen
1978	WGA.Band 6	Güteuntersuchungen an größeren öö. Fließgewässern 1974-1977	vergriffen
1978	WGA.Band 7	Hydrogeochemische Untersuchung des öö. Grundwassers – Untersuchungsgebiet Blatt: Wels d. österr. Karte; M 1:50.000	vergriffen
1980	WGA.Band 8	Erläuterungen zur Hydrogeologisch-ingenieurgeologischen Karte Enns – St. Florian, M 1:25.000	vergriffen
1980	WGA.Band 9/9a	Hydrogeochemische Untersuchungen der Grundwässer Oberösterreichs. Teil 1: Wasserentnahme, Analysen ergebnisse Teil 2: Kartenblätter	10,90 Euro
1982	WGA.Band 10	Die Seen Oberösterreichs – Ein limnologischer Überblick	vergriffen
1984	WGA.Band 11	Der Nitratgehalt der öö. Grundwässer; einzelne Karten	vergriffen
1984	WGA.Band 12	Die Baggerseen Oberösterreichs Ein limnologischer Überblick	vergriffen
1986	WGA.Band 13	Der Sulfatgehalt der öö. Grundwässer	vergriffen
1987	WGA.Band 14	Schwermetallgehalt in Sedimenten oberösterreichischer Fließgewässer	vergriffen
1988	WGA.Band 15	Die Gesamthärte der öö.Grundwässer einzelne Karten	3,60 Euro
1989	WGA.Band 16	Der Chloridgehalt der öö.Grundwässer	5,80 Euro
1989	WGA.Band 17	Schwermetallgehalt in Sedimenten oberösterreichischer Fließgewässer – Fortschreibung	vergriffen
1992	GWS-Ber. 1	Gewässerschutzbericht Traun	10,90 Euro
1993	GWS-Ber. 2	Gewässerschutzbericht Ager	8,70 Euro
1993	GWS-Ber. 3	Gewässerschutzbericht Vöckla	3,60 Euro
1993	GWS-Ber. 4	Gewässerschutzbericht Alm	vergriffen Kopie erhältlich
1994	GWS-Ber. 5	Gewässerschutzbericht Krems	3,60 Euro
1994	GWS-Ber. 6	Gewässerschutzbericht Steyr und Steyr-Einzugsgebiet Überblick über die untersuchten Flüsse des Traun- und Steyr-Einzugsgebietes	vergriffen Kopie erhältlich
1994	GWS-Ber. 7	Gewässerschutzbericht Antiesen	vergriffen Kopie erhältlich
1995	GWS-Ber. 8	Gewässerschutzbericht Pram	4,30 Euro

1995	GWS-Ber. 9	Gewässerschutzbericht Dürre Aschach und Aschach	5,00 Euro
1995	GWS-Ber. 10	Gewässerschutzbericht Mattig und Schwemmbach	5,80 Euro
1995	GWS-Ber. 11	Gewässerschutzbericht Trattnach und Innbach	9,40 Euro
1995	GWS-Ber. 12	Gewässerschutzbericht Pollinger Ache und Enknach. Zusammenfassung der Ergebnisse des Inn- und Hausruckviertels und ihr Vergleich mit dem Zentralraum	7,90 Euro
1996	GWS-Ber. 13	Gewässerschutzbericht Kleine Gusen, Große Gusen und Gusen	10,10 Euro
1996	GWS-Ber. 14	Gewässerschutzbericht Waldaist, Feldaist und Aist	10,10 Euro
1996	GWS-Ber. 15	Gewässerschutzbericht Kleine Naarn, Große Naarn und Naarn	8,70 Euro
1997	GWS-Ber. 16	Gewässerschutzbericht Kleine Mühl, Steinerne Mühl und Große Mühl	9,40 Euro
1997	GWS-Ber. 17	Gewässerschutzbericht Ranna-Osterbach, Pesenbach und Groß Rodl	7,20 Euro
1997	GWS-Ber. 18	Biologische Güte und Trophie der Fließgewässer in Oberösterreich – Entwicklung seit 1966 u. Stand 1995/96	10,10 Euro
1998	GWS-Ber. 19	Physikalische, chemische und bakterielle Wasser beschaffenheit der oö. Fließgewässer, Stand 1994-1996	14,50 Euro
1998	GWS-Ber. 20	CD-ROM "Die Seen Oberösterreichs"	gratis
1998	GWS-Ber. 21	Inn- und Hausruckviertel Untersuchungen zur Gewässergüte Stand 1997 und Vergleich mit den Ergebnissen von 1992-1995	3,60 Euro
1999	GWS-Ber. 22	Mühlviertel Untersuchungen zur Gewässergüte Stand 1997 und Vergleich mit den Ergebnissen von 1993	3,60 Euro
2000	GWS-Ber. 23	Wehrkataster der Pram und ihrer Zuflüsse Erfassungsbögen als CD-ROM	15,90 Euro gratis
2001	GWS-Ber. 24	Traun – Enns Platte	10,00 Euro
2001	GWS-Ber. 25	Wehrkataster der Gusen und ihrer Zuflüsse Erfassungsbögen als CD-ROM	17,00 Euro gratis
2002	GWS-Ber. 26	Wasserbeschaffenheit, biologische Gewässergüte und Trophie der Oberösterreichischen Fließgewässer. Aktueller Stand und Entwicklung 1992 – 2001	10,20 Euro
2002	GWS-Ber. 27	Einträge von Stickstoff und Phosphor aus diffusen Quellen im Innbacheinzugsgebiet	9,00 Euro
2003	GWS-Ber. 28	Wehrkataster des Innbaches und seiner Zuflüsse Erfassungsbögen als CD-ROM	16,10 Euro gratis
2003	GWS-Ber. 29	Wehrkataster der österreichischen Malsch und ihrer Zuflüsse Erfassungsbögen als CD-ROM	11,00 Eur gratis
2003	GWS-Ber. 30	Kommunale Kläranlagen in Oberösterreich. Ergebnisse der Amtlichen Emissions- und Immissionsüberwachung 2001 – 2002	10,80 Euro
2004	GWS-Ber. 31	Fischökologischer Zustand oö. Fließgewässerstrecken	16,00 Euro
2004	GWS-Ber. 32	Wehrkataster der Kreams und ihrer Zuflüsse Erfassungsbögen als CD-ROM	15,00 Euro gratis
2006	GWS-Ber. 33	Wehrkataster der Aschach und ihrer Zuflüsse Erfassungsbögen als CD-ROM	17,00 Euro gratis

2006	GWS-Ber. 34	Pramauer Bach. Fischökologische Untersuchung. Wiederherstellung der longitudinalen Durchgängigkeit	6,50 Euro
2006	GWS-Ber. 35	Fischökologischer Zustand oberhalb des Aschachdurchbruches	7,50 Euro
2007	GWS-Ber. 36	Angewandte Fließgewässerökologie. Grundlagen und Beispiele	20,00 Euro
2007	GWS-Ber. 37	Wehrkataster der Antiesen und ihrer Zubringer Erfassungsbögen als CD-ROM	19,00 Euro gratis
1993	Alm	Wasserkraftnutzung und ökologischer Zustand - eine Bestandsaufnahme	vergriffen
1993	Vöckla	Wasserkraftnutzung und ökologischer Zustand - eine Bestandsaufnahme	21,80 Euro
1995	Krems	Wasserkraftnutzung und ökologischer Zustand - eine Bestandsaufnahme	21,80 Euro
1995	Steyr und Einzugsgebiet	Wasserkraftnutzung und ökologischer Zustand - eine Bestandsaufnahme	vergriffen
1973		Hydrogeologie von OÖ. von K. Vohryzka	vergriffen
1992		Hausbrunnenuntersuchung: Zusammenfassender Bericht über die Hausbrunnenuntersuchung von 1991-92 in 191 oö. Gemeinden durch das Land OÖ.	vergriffen
2000		Gewässerschutz 1998/1999 Stand und Perspektiven	gratis
2000		Abwasser-Entsorgung in Oberösterreich – Stand 1999	15,90 Euro
2001		Video „GEWÄSSER AUF SICHT“ Ein Film über den Gewässerschutz in OÖ.	8,00 Euro
2002		Gewässerschutz 2000/2001 Stand und Perspektiven	gratis
2002		Nährstoffbilanzierung der Gusen. Bilanzjahr 2000	15,60 Euro
2003		Video/DVD „Vom Acker in den Bach. Bodeneintrag und Nährstoffauswaschung in Fließgewässer“	8,00 Euro
2003		DVD „Wimpertiere (CILIATEN). Indikatoren der Gewässergüte	8,00 Euro
2004		Gewässerschutz 2002/2003 Stand und Perspektiven	gratis
		FOLDER Längsdurchgängigkeit Pramauer Bach. Ein Projekt zur Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit eines Fließgewässers	gratis
2005		Video/DVD „Pilotprojekt Pramauer Bach. Wiederherstellung der Längsdurchgängigkeit. Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie an einem kleinen Gewässer“	8,00 Euro
2006		FOLDER Lebensraum Fließgewässer. Restwasser und Durchgängigkeit	gratis
2007		Das blaue Tor - Tätigkeitsbericht Wasserrechtsabteilung / Wasserwirtschaft 2005/06	gratis

Fremdverlag

- 1983 Müller G. & Werth W.: Landeskundliche Forschung in den letzten 50 Jahren, Limnologie. - Jb. Oö. Mus.-Ver., 128/I: 449-452.
- 1983 Müller G. & Werth W.: Bibliographie zur Landeskunde von Oberösterreich 1930-1980, Limnologie. - Jb. Oö. Mus.-Ver. 2. Ergänzungsbd., 128/I: 255-280.
- 1985 Meisriemler P. & Müller G.: Beurteilung der Güte von Fließgewässern. Kritische Überlegungen zur Terminologie und Methodik. - Österr. Wasserwirtschaft, 37, H. 3/4: 93-98.
- 1985 Meisriemler P. & Riedl H.E.: Die Limnologie der Enns. - In Limnologie der österreichischen Donau-Nebengewässer; Wasserwirtschaftskataster Bm.f.L.u.F., 159-187.
- 1987 Meisriemler P.: Ökologische Zustandsbeschreibung der oberösterreichischen Fließgewässer. - In: Schutzwürdige Fließgewässer in Österreich. ÖGNU,; 88-99.
- 1989 Jersabek, C., Schabetsberger, R. & Blatterer, H.: BUFUS AKTIV: Uni-Teich faunistische Erhebung. - Sem. Rep. Bufus-Info, 4: 16-18.
- 1989 Blatterer, H.: BUFUS AKTIV: Uni-Teich weitere Faunistik: Ciliaten (Wimpertiere). - Sem. Rep. Bufus-Info, 5: 7-10.
- 1989 Arbeitsgemeinschaft Fließgewässer: Arnold, C., Augustin, H., Blatterer, H., Ganner, B., Patzner, A.M., Scharz, C., Strobl, A., Unterweger, A., Weinmeister, H. W. & Wiener, W.: Vergleich der ökologischen Qualität einer begräbten und einer mäandrierenden Strecke am Oichtenbach (Salzburg). - Natur und Landschaft, 64: 517-523.
- 1990 Meisriemler P., Hofbauer M., & Miesbauer H.: Nachweis von Schwermetallemissionen mittels der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* Pallas in der Traun. - Österr. Fischerei, Jg. 43, H. 10: 219-229.
- 1990 Blatterer, H. & Foissner, W.: Beiträge zur Ciliatenfauna (Protozoa: Ciliophora) der Amper (Bayern, Bundesrepublik Deutschland). - Arch. Protistenk., 138: 93-115.
- 1990 Humpesch, U.H., Anderwald, P.H. & Petto, H.: Macroinvertebrates of the stony bottom. - Wasser und Abwasser, Supplementband 2: 37-48.
- 1991 Blatterer, H.: Ciliaten des Oberthurnbaches. In: LOIDL, B. & PATZNER, R.: Der Oberthurnbach – Teil II. - Bufus-Info, 8: 7-15.
- 1991 Anderwald, P.H., Konar, M. & Humpesch, U.H.: Continuous drift samples of macro invertebrates in a large river, the Danube in Austria. - Freshwater Biology, 25: 461-476.
- 1991 Petto, H., Humpesch, U.H. & Anderwald, P.H.: Güte des Wassers der Donau im Bereich der Staustufe Altenwörth (Stromkilometer 1980-2007); 1. Teil: Ist-Zustand im Stauwurzelbereich in den Jahren 1986 und 1987. - Österr. Wasserwirtschaft, 43, H. 1 /2: 17-23.
- 1992 Heinisch W. & Müller G.: Limnologische Forschung in Oberösterreich. - Jb. Oö. Mus.-Ver., 137: 215-218.
- 1992 Heinisch W. & Müller G.: Bibliographie zur Landeskunde von Oberösterreich 1981-1990, Limnologie. - Jb. Oö. Mus.-Ver. Ergänzungsbd., 137: 191-210.
- 1992 Müller G. & Heinisch W.: Die Traun als "Vorfluter" - Probleme des Gewässerschutzes. - Kataloge des OÖ. Landesmuseums, N.F., 54: 42-44.
- 1992 Blatterer, H. & Foissner, W.: Morphology and infraciliature of some cyrtophorid ciliates (Protozoa, Ciliophora). - Arch. Protistenk., 142: 101-118.
- 1993 Anderwald P.H. & Waringer J.A.: Inventory of the trichoptera species of the Danube and longitudinal zonation patterns of caddisfly communities within the Austro-Hungarian part. - Archiv für Hydrobiologie, Suppl. 101-Large Rivers, 9: 35-52.

- 1994 Anderwald, P.H. & Konar, M.: Mobilität des Makrozoobenthos in der österreichischen Donau, unter besonderer Berücksichtigung von *Brachycentrus subnubilus* Curtis (Trichoptera). – *Limnologie aktuell*, 2: 197-218
- 1994 Anderwald P.H.: Lebenszyklusstrategien und deren Beziehung zu steuernden Umweltfaktoren am Beispiel ausgewählter Trichopterenpopulationen der Donau. - *Limnologie aktuell*, 2: 219-244.
- 1994 Blatterer H.: Die Ciliaten oberösterreichischer Fließgewässer mit besonderer Berücksichtigung der südlichen Inn-Zubringer. - *Kataloge des OÖ. Landesmuseums, N.F.*, 71: 149-163.
- 1994 Müller G.: Ökologie - Lebensgrundlage oder grünes Mäntelchen. - *Zeitschrift des Vereins der Diplomingenieure der Wildbach- und Lawinenverbauung Österreichs*, Jg. 58, H. 126: 17-26.
- 1995 Blatterer H.: Verbessertes Verfahren zur Berechnung des Saprobienindex mittels Ciliaten (Ciliophora, Protozoa). - *Lauterbornia*, 20: 23-36.
- 1996 Anderwald, P.H.: A quantitative description of the life cycle and density regulation of *Brachycentrus subnubilus* in the Austrian Danube. – *Archiv für Hydrobiologie, Suppl. 113-Large Rivers*, 10: 417-424.
- 1997*) Meisriemler P.: Auswirkungen von Regenüberläufen und Kläranlagenabläufen auf den Vorfluter. - Informationsreihe des Österr. Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes (ÖWAV), Folge 4: Kläranlagen-Nachbarschaften 1997.
- 1997*) Schöngruber W.: Sanierung des CKW-Schadens "Firma Hali, Eferding". - Tagungsband Altlastensanierungsgesetz alte Lasten - neue Lösungen, Linz, 16.-17. September 1997 – Altlasten, Umweltbundesamt Wien.
- 2000*) Hoogewerff J., Wimmer B. & Miesbauer H.: Auswertung AIM-Datensatz: Sediment, Porenwasser, fließende Welle und Entwicklung Auswertepaket. - Bericht arsenal research, 2000, Projekt Nr. G2187; 1-139
- 2001 Miesbauer, H., Köck, G. & Füreder L.: Analytical note. Determination of trace elements in macrozoobenthos samples by total-reflection X-ray fluorescence analysis – *Spectrochimica Acta Part B* 56: 2203-2207.
- 2002 Blatterer, H.: Some conditions for the distribution and abundance of ciliates (Protozoa) in running waters – Do we really find every species everywhere? – *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 28: 1046-1049.
- 2003 Blatterer, H. & Foissner, W.: Morphological and ontogenetic comparison of two populations of *Parentocirrus hortualis* VOSS 1997 (Ciliophora, Hypotrichida) – *Linzer biol.Beitr.*, 35/2: 831-854

Zu Fremdverlag:

- Sonderdrucke sind im Aufgabenbereich Gewässerschutz vorhanden (Autor)
- *) beim Herausgeber zu beziehen



Impressum

Medieninhaber und Herausgeber:

Amt der Oö. Landesregierung
Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft
Oberflächengewässerwirtschaft -
Gewässerschutz
Kärntnerstraße 10 - 12, 4021 Linz
Tel.: (+043 732) 7720 - 12424
Fax.: (+043 732) 7720 - 12860
E-Mail: ogw-gs.post@ooe.gv.at

Projektleiter

Dr. Gustav Schay
Oberflächengewässerwirtschaft

Autor/in:

Ulrike Barth und Clemens Gumpinger
Technisches Büro für Gewässerökologie
Gärtnerstraße 9, 4600 Wels

Redaktion:

Dr. Maria Hofbauer
Oberflächengewässerwirtschaft- Öffentlichkeitsarbeit

Fotos:

Ulrike Barth, Clemens Gumpinger

Grafik: Layout:

Claudia Poimer und Wolfgang Fritzl
Oberflächengewässerwirtschaft
text.bild.media GmbH.
Köglstraße 23, 4021 Linz

Druck:

Trauner Druck GmbH. & Co. KG

Download:

www.land-oberoesterreich.gv.at
Themen > Umwelt > Wasser > Oberflächengewässer

Erscheinungsdatum: Juli 2008

Copyright:

Oberflächengewässerwirtschaft

