



ZÜRCHER HOCHSCHULE FÜR ANGEWANDTE WISSENSCHAFTEN
DEPARTEMENT LIFE SCIENCES UND FACILITY MANAGEMENT
INSTITUT UNR

**Veränderung der Habitatvielfalt in der Restwasserstrecke der Sarine nach dem
Bau des Rossens-Staudamms (Kt. FR)**

Eine GIS-Auswertungen historischer Luftbilder

Bachelorarbeit

von

Friedli Simon

Bachelorstudiengang 2014

Abgabedatum: 7. September 2017

Umweltingenieurwesen

Fachkorrektoren:

Dr. Tonolla Diego: ZHAW Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften, IUNR Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen, Grüental, Postfach, CH-8820 Wädenswil

Dr. Döring Michael: ZHAW Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften, IUNR Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen, Grüental, Postfach, CH-8820 Wädenswil

Impressum

Titelbild:

Die Halbinsel „La Souche“ an der Restwasserstrecke der Sarine mit dem Kloster Hauterive im Hintergrund (01.09.2005 / © Michel Roggo/roggo.ch)

Schlagwörter:

Auenhabitate, Abflussregulierung, Wasserkraft, Luftbildanalyse, Auendynamik, Ökohydrologie, Habitatveränderung

Keywords:

Floodplain habitats, flow regulation, hydropower, aerial photo analysis, floodplain dynamics, habitat turnover

Zitiervorschlag:

Friedli, S. (2017): Veränderung der Habitatvielfalt in der Restwasserstrecke der Sarine nach dem Bau des Rossens-Staudamms (Kt. FR) - Eine GIS-Auswertungen historischer Luftbilder. Bachelorarbeit, Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen, ZHAW Wädenswil (unveröffentlicht)

Autor:

Friedli Simon
Schwyzerstrasse 10
8805 Richterswil

Adresse des Instituts:

Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen
Grüental, Postfach
CH-8820 Wädenswil

Abstract

Natural floodplains are characterized by a heterogeneous habitat structure and a balanced distribution, which enable a high bio- and process diversity. If the flow rate and dynamics are decreasing in a river, and bed load is lacking, the ecological value of the floodplain can be reduced by the qualitative or quantitative loss of habitats for plants and animals.

In this bachelor thesis, the spatial and temporal developments of the habitats on the Sarine watercourse below the Rossens dam (Kt. FR) were examined from their natural state in 1943 until 2013 as well as on a near-natural reference stretch of the Sense (Kt. FR/BE) based on historical aerial images. They were digitized in GIS and the habitats were assigned to one of eight classes. Subsequently, the relative habitat portions, habitat turnover and ecomorphological indicators were used to determine the complexity and changes of the floodplain system.

In the last 70 years open gravel bars have suffered heavy losses (-95%, -39 ha), while the (floodplain) forest has grown strongly (+24%; +29 ha). Especially in the first 20 – 25 years after the dam construction. The strong decline in the open gravel bars is probably due to the impacts caused by the dam. Habitat changes have also declined steadily and point to the reduced flow dynamics through the residual water regime. Bed forming (\geq HQ2) and, above all, channel-forming flows (\geq HQ10) declined sharply after dam construction. The habitat diversity and distribution also developed negatively due to the lack of dynamics. It appears that today even very large floods such as this in 2005 ($750 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) are no longer able to grind the established vegetation and form new gravel bars by erosion and deposition. In the near-natural regime of the Sense, the open and the vegetated gravel bars show a contrasting trend, while the one grew, the others sank. However, their total portions remained relatively constant (26 – 28%) from 1954 onwards. Habitat changes were significantly more frequent than at the Sarine.

The watercourse of the Sarine requires great restoration efforts. These could be done e.g. through a combination of artificial floods and simultaneous mineral fillings. This bachelor thesis provides valuable basic information on the habitat development of fluvial systems affected by residual flow, which authorities could use for the formation of effective and stress-specific indicators for the success control of bed load and residual water restorations.

Zusammenfassung

Natürliche Auengebiete sind durch eine heterogene Habitatstruktur und eine ausgeglichene Verteilung gekennzeichnet, welche eine hohe Bio- und Prozessdiversität ermöglichen. Nehmen die Abflussmenge und -dynamik in einem Fliessgewässer ab und fehlt der Geschiebenachschub, wie es beim Bau eines Staudamms oft der Fall ist, kann auch der ökologische Wert der Aue durch den qualitativen oder quantitativen Verlust von Lebensräumen für Pflanzen und Tiere sinken.

In der vorliegenden Bachelorarbeit wurden die raum-zeitlichen Entwicklungen der Habitate an der Restwasserstrecke der Sarine unterhalb des Rossens Staudamms (Kt. FR) ausgehend von ihrem natürlichen Zustand im Jahr 1943 bis 2013 sowie an einer naturnahen Referenzstrecke der Sense (Kt. FR/BE) anhand von historischen Luftbildern rekonstruiert. Diese wurden in GIS digitalisiert und die Habitate einer von acht Klassen zugeordnet. Anschliessend wurden die relativen Habitatanteile, die Habitatänderungsraten (Habitat turnover) sowie ökomorphologische Indikatoren zur Erfassung der Komplexität und Veränderungen des Auensystems bestimmt.

An der Restwasserstrecke der Sarine haben in den letzten 70 Jahren die offenen Kiesflächen grosse Flächeneinbussen erlitten (-95 %, -39 ha), während der (Auen)wald stark gewachsen ist (+24 %; +29 ha). Dies insbesondere in den ersten 20 – 25 Jahren nach dem Dammbau. Der markante Rückgang der offenen Kiesflächen dürfte auf das durch den Staudamm zurückgehaltene Geschiebe zurückzuführen sein. Auch die Habitatänderungen haben stetig abgenommen und weisen auf die verringerte Abflussdynamik durch das Restwasserregime hin. Bettbildende (\geq HQ2) und vor allem gerinnebildende Abflüsse (\geq HQ10) nahmen nach dem Dammbau stark ab. Die Habitatdiversität und -verteilung entwickelten sich aufgrund der fehlenden Dynamik ebenfalls negativ. Wie es scheint, sind heutzutage auch sehr grosse Hochwasser wie dieses im Jahr 2005 ($750 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) nicht mehr in der Lage, die etablierte Vegetation zu roden und neue Kiesflächen durch Erosion und Deposition zu bilden. Im naturnahen Regime der Sense zeigen die offenen und die bewachsenen Kiesflächen einen entgegengesetzten Trend, während die einen zunahmen, sanken die anderen. Ihre totalen Anteile blieben hingegen ab 1954 relativ konstant (26-28 %). Habitatänderungen waren deutlich häufiger als an der Sarine.

Die Restwasserstrecke der Sarine weist einen grossen Renaturierungsbedarf auf. Diese könnten z.B. durch eine Kombination von künstlichen Hochwassern und gleichzeitigen Kiesschüttungen erfolgen. Diese Bachelorarbeit bietet wertvolle Grundlageninformationen zur Habitatentwicklung von Restwasser beeinträchtigten Systemen, welche Behörden für die Bildung von wirkungsvollen und stressorspezifischen Indikatoren zur Erfolgskontrolle von Geschiebe- und Restwassersanierungen dienen könnten.

Danksagung

Einen grossen Dank möchte ich Dr. Diego Tonolla aussprechen, der diese Arbeit in erster Linie betreut hat und der für Fragen stets ein offenes Ohr hatte. Auch für die ausführliche Korrektur und Kontrolle der Digitalisierungen sowie das Korrekturlesen der Arbeit bin ich ihm sehr dankbar.

Weiter danken möchte ich Dr. Michael Döring für die Mitbetreuung der Arbeit und sein Fachwissen im Bereich Ökohydrologie.

Auch ein herzliches Dankeschön an Martin Geilhausen von der Fachgruppe Geoinformatik der ZHAW für die Orthorektifizierung der Luftbilder sowie das zur Verfügung stellen der Toolbox „Fluvial Parameters“.

Vielen Dank auch an Niels Ratnaweera (ZHAW, Geoinformatik) für seine Unterstützung, sein Fachwissen und seine Geduld bei GIS-spezifischen Fragen.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	9
2	Material und Methoden	13
2.1.1	Untersuchungsgebiete	13
2.1.2	Sarine	14
2.1.3	Sense	14
2.2	Abflussregime	15
2.2.1	Sarine	15
2.2.2	Sense	16
2.2.3	Kennwerte zum Abfluss	16
2.3	Luftbilder	17
2.4	Digitalisierung der Habitate	19
2.5	Ableitung von ökomorphologischen Indikatoren	20
3	Resultate	23
3.1	Veränderung der relativen Habitatanteile	23
3.1.1	Sarine	23
3.1.2	Sense	24
3.2	Habitat Turnover	25
3.2.1	Sarine	25
3.2.2	Sense	25
3.3	Weitere ökomorphologische Indikatoren	29
3.3.1	Sarine	29
3.3.2	Sense	29
3.4	Abflussregime	32
3.4.1	Sarine	32
3.4.2	Sense	33

4	Diskussion	35
4.1	Sarine	35
4.2	Sense	37
4.3	Gemeinsamkeiten und Unterschiede	39
4.4	Fazit.....	40
4.5	Ausblick	41
5	Literaturverzeichnis.....	44
	Abbildungsverzeichnis	49
	Tabellenverzeichnis	50
	Anhang	51

AuenV	Auenverordnung
BCR	Braid Channel Ratio
BE	Bern
bzw.	beziehungsweise
ca.	circa
d.h.	das heisst
DS	Durchschnitt
DTM	Digital Terrain Model
dt.	Deutsch
EPFL	École polytechnique fédérale de Lausanne
f	Brennweite
FR	Fribourg
GCP	Ground Control Point
GR	Graubünden
GWh	Gigawattstunden
HQ2 / HQ10	2- / 10-jährliches Hochwasserereignis
inkl.	inklusive
km	Kilometer
Kt.	Kanton
m	Meter
m. ü. M.	Meter über Meer
Mio.	Millionen
NHG	Natur- und Heimatschutzgesetz
o.	oder
SD	Standard deviation = <i>Standardabweichung</i>
SHSSC	Shifting Habitat Steady State Concept
s/w	schwarz-weiss
vgl.	vergleiche
VS	Wallis

1 Einleitung

Natürliche Auenlandschaften sind dynamische Ökosysteme, die dort entstehen, wo Gewässer intensiv mit dem Land verzahnt sind (Lachat et al., 2010). Regelmässige Überflutungen, charakterisiert durch ihre Dauer, Höhe, Häufigkeit und ihren Zeitpunkt, gehören zu den Schlüsselprozessen in Auen (Junk, Bayley & Sparks, 1989). Sie sorgen dafür, dass ein Austausch von Nährstoffen und Organismen zwischen Gewässer und Aue stattfinden kann (Stanford & Ward, 1993). Darüber hinaus weisen natürliche Auensysteme ein ausgewogenes Verhältnis von Erosion und Deposition des Geschiebes auf, was zu einem ständigen Wechsel der Habitate und deren Lebensbedingungen führt (Doering et al., 2013). Gemäss dem Shifting Habitat Steady State Concept bleiben die relativen Anteile der Habitattypen trotz hoher Dynamik praktisch konstant (Stanford, Lorang & Hauer, 2005). Diese Dynamik schafft ein komplexes Mosaik unterschiedlichster aquatischer und terrestrischer Lebensräume, wie Fließgewässer, Feuchtgebiete, Kiesbänke, Auenwälder usw. (Lachat et al., 2010). In natürlichen Auensystemen besteht ein hoher Material- und Energiefluss, bedeutende Habitatheterogenität und eine Vielzahl an ökologischen Prozessen, welche durch einen multidimensionalen Austausch (vertikal, lateral und longitudinal) geprägt sind (Naiman, Decamps & McClain, 2010). Der Reichtum an Lebensraumstrukturen, zusammen mit der ständigen Abfluss- und Geschiebedynamik, sorgt für eine hohe Biodiversität (Tockner et al., 2006). Obwohl die Auen in der Schweiz nur 0.25 % (110 km²) der Landesfläche ausmachen, kommen darin fast 50 % aller einheimischen Tier- und Pflanzenarten vor (Rust-Dubié, Schneider & Walter, 2006).

Diese Vielfalt ist jedoch durch den Rückgang der natürlichen Auengebiete stark gefährdet. Zum Schutz vor Hochwasser und der Gewinnung von Landwirtschafts- und Siedlungsflächen wurden bereits im 19. Jahrhundert unzählige Flussabschnitte begradigt, kanalisiert oder umgeleitet (Melioration). Durch das Aufkommen der Wasserkraftnutzung zu Beginn des 20. Jahrhunderts wurden viele Fließgewässer und ihre Auengebiete aufgrund veränderter Abflussverhältnisse und Rückhaltung von Geschiebe durch die Stauseen weiter beeinträchtigt (Tockner & Stanford, 2002). Dies führte in viele Fällen dazu, dass die dynamischen Prozesse Erosion und Sedimentation zum Erliegen kamen oder stark reduziert wurden, Auenwälder vom Gewässer abgeschnitten wurden und eine periodische Überflutung ausblieb oder gedämpft wurde (Lachat et al., 2010).

In den von Speicherkraftwerken beeinflussten Fließgewässern entstehen sogenannte Restwasser- und Schwall-Sunk-Strecken. Bei den Restwasserstrecken ist der Abfluss gegenüber dem natürlichen Abfluss stark reduziert und meist fließt das ganze Jahr über die gleiche Wassermenge ab (fehlende Abflussdynamik). Ausserdem werden diese Fließgewässerstrecken durch den Staudamm von einem Grossteil ihres Einzugsgebietes abgetrennt und somit die Längsvernetzung beeinträchtigt (z.B. Fischwanderung). Einzig bei grossen Hochwassern kann es

sein, dass zusätzlich zur Dotierwassermenge Wasser aus dem Stausee in die Restwasserstrecke geleitet wird. Die fehlende Dynamik und das Ausbleiben oder die Reduktion von Hochwasserabflüssen können unterschiedliche Folgen auf die Auenlebensräume von Restwasserstrecken haben. Zum Beispiel kann die Habitatheterogenität vermindert werden und die Gewässersohle durch Feinpartikel verstopfen (innere Kolmation), wodurch Lebensräume im Interstitial verloren gehen. Durch die reduzierte Wasserführung kann auch die Grundwasserspeisung sowie die Verdünnung von Schadstoffen beeinträchtigt werden. Auch die typische Auenvegetation, welche auf periodische Überflutungen angewiesen ist, kann durch die fehlenden dynamischen Prozesse gestört werden (Hütte, 2000). Die Schwall-Sunk-Strecke ist jener Abschnitt, in welchen das vom Kraftwerk turbinierete Wasser eingeleitet wird. Sie ist gekennzeichnet durch unnatürliche, regelmässige und kurzfristige Abfluss- und Pegelschwankungen, die vom Strombedarf beeinflusst werden. Dieses künstliche Abflussregime mit den damit verbundenen Änderungen der Wassertiefe und Fliessgeschwindigkeiten kann Auswirkungen auf die Verfügbarkeit geeigneter Habitate für Lebewesen haben (Bruder et al., 2016; Person, 2013; Tonolla, Bruder & Schweizer, 2017). Ein rascher Pegelanstieg und Pegelrückgang kann zu einer ungewollten Verdriftung und/oder Strandung von Wasserwirbellosen und Fischen führen (Bruno et al., 2013; Person, 2013). Oft ist mit dem kurzfristigen Einleiten von turbinierem Wasser auch eine Veränderung der Wassertemperatur verbunden (Zolezzi et al., 2011).

Die rechtliche Grundlage zum Gewässerschutz in der Schweiz bildet das Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer (GSchG; SR 814.20, 1991) und die Gewässerschutzverordnung (GSchV; SR 814.201, 1998), welche den umfassenden Schutz der Gewässer und ihrer natürlichen Funktionen sowie die nachhaltige Nutzung zum Ziel haben. Den Schutz und die Aufwertung der wichtigsten Auengebiete der Schweiz wurde 1992 im Bundesinventar der Auen von nationaler Bedeutung (Auenverordnung; SR 451.31, 1992) verankert. Die Kantone haben dafür zu sorgen, dass bestehende Beeinträchtigungen, insbesondere jener der natürlichen Dynamik des Gewässer- und Geschiebehauhalts, beseitigt werden (Art. 8, Auenverordnung). Mit der Revision des Gewässerschutzgesetzes und der -verordnung, welche 2011 in Kraft getreten ist, wird unter anderem die Sanierung der Wasserkraft in den Bereichen Schwall-Sunk und Geschiebehauhalt sowie die Revitalisierung von Gewässern festgeschrieben. Die Kraftwerkinhaber sind in der Pflicht, wesentliche Beeinträchtigungen der Wasserkraftnutzung bis ins Jahr 2030 zu beheben.

Nichtsdestotrotz bildet die Wasserkraft den Hauptpfeiler der Stromversorgung in der Schweiz. Im Jahr 2016 wurden insgesamt knapp 60 % des im Inland produzierten Stroms durch die Wasserkraft erzeugt (BFE, 2017). Die Wasserkraftnutzung gilt als erneuerbare Energiequelle mit nahezu keinen CO₂-Emissionen (VSE, 2017) und steht dank des relativen Wasserreichtums in der Schweiz (SWV, 2017) in grossen Mengen zur Verfügung. Besonders die Speicherkraftwerke mit einem Anteil von 35 % (BFE, 2017), haben dank der Möglichkeit Nachfragespitzen im Strombedarf

abzudecken (Bereitstellung von Spitzenstrom) und Schwankungen auszugleichen (Netzstabilisierung), eine immense Relevanz für die Versorgungssicherheit des Landes (BFE, 2013).

Die Wasserkraftnutzung befindet sich heutzutage in einem Spannungsfeld zwischen Effizienz, Kostendruck und ökologischen Ansprüchen und birgt deshalb ein hohes Konfliktpotenzial. Ein nachhaltiges Gewässer- und Auenmanagement soll einen ausgewogenen Kompromiss zwischen Gewässernutzung, Gewässerschutz und Schutz vor Hochwasser gewährleisten. Für dessen Umsetzung sind Grundlagen für eine bessere Beurteilung von Einflüssen der Wasserkraftnutzung auf Gewässerökosysteme nötig. 2011 wurde deshalb das interdisziplinäre SNF NRP 70 Forschungsprojekt „Hydro-ecology and Floodplain Sustainability in Application (HyApp)“ initiiert mit dem Ziel eine nachhaltige Entwicklung der Wasserkraft durch den Erhalt und die Optimierung der Ökosystemleistungen in Auenlandschaften zu fördern (Doering et al., 2013). Die vorliegende Bachelorarbeit deckt den Teilbereich „Indikatorentwicklung und -prüfung zur Evaluation von Auengebieten“ ab und untersucht anhand von historischen Luftbildern die räumliche und zeitliche Dynamik eines Auensystems unter Einfluss der Wasserkraftnutzung.

Der Einsatz von Raumanalyse mittels Geographischer Informationssysteme (GIS) und Fernerkundung ermöglicht Aussagen auf Ökosystemebene zu treffen (Doering et al., 2013). Verschiedene Studien haben sich bereits mit der Auswertung von historischen Luftbildern von Flusssystemen auseinandergesetzt. Am Urbach (CH) zum Beispiel konnten Erkenntnisse zu raumzeitlichen Veränderungen der Habitathäufigkeit eines, durch Wasserkraft beeinflussten Auensystems sowie zur Komplexität des Flussbetts gewonnen werden (Doering, Blaurock & Robinson, 2012). Eine Studie an der Donau (AT) hat sich mit der Analyse historischer Luftbilder und Karten befasst und daraus Rückschlüsse über dynamische Muster und deren Veränderungen durch menschliche Eingriffe erlangt (Hohensinner et al., 2005). So konnte anhand dieser Studie das Shifting Habitat Steady State Concept (Stanford, Lorang & Hauer, 2005) für die Periode vor den Beeinträchtigungen bestätigt werden. Garófano-Gómez et al. (2013) wiederum haben am Mijares (ES) die Luftbildanalyse mit Bodenaufnahmen der Vegetation kombiniert um die raumzeitlichen Veränderungen in der Uferstruktur und der Hydrologie aufzuzeigen. Dixon et al. (2012) untersuchten anhand einer Serie von Luftbildern und Karten die Vegetationsdynamik am Missouri River (USA) nach dem Bau verschiedener Dämme in den letzten 50-75 Jahren. Sie fanden heraus, dass der Rückgang von Sandbänken und Strauchflächen sowie der geschrumpfte Anteil an Jungbäumen auf einen Rückgang der geomorphen Dynamik wegen des veränderten Abflussregimes zurückzuführen ist. Ebenfalls GIS-basierte Untersuchungen am regulierten Green River und dem freifliessenden Yampa River (USA) zeigten, dass die Gerinneform am Green River seit der Regulierung komplexen Serien von morphologischen Veränderungen unterlag, während das Gerinne am Yampa River in einem stabilen Gleichgewichtszustand mit dem Abfluss und dem Geschiebetrieb geblieben ist (Merritt & Cooper, 2000). Schlussendlich setzt auch das Monitoring-

Programm „Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz (WBS)“ im Modul Fernerkundung auf Luftbildanalysen, ergänzt mit floristischen und faunistischen Erhebungen (WSL, 2013).

Vorliegende Bachelorarbeit untersucht anhand von historischen Luftbildern über eine Periode von 70 Jahren die morphologische Entwicklung der Auenhabitats an der Restwasserstrecke der Sarine (Kt. FR) seit dem Bau des Rossens-Staudamms (1944-48). Damit steht erstmals ein Flusssystem dieser Grössenordnung im schweizerischen Voralpengebiet, das durch die Wasserkraftnutzung beeinträchtigt ist, im Fokus. Die Schwall-Sunk-Strecke unterhalb dem Kraftwerk Hauterive wird in der Bachelorarbeit von Fabian Rickenbacher behandelt (Rickenbacher, 2017). Als naturnahe Referenzstrecke dient die Aue von nationaler Bedeutung an der Sense (Kt. FR/BE). Das Hauptziel dieser Bachelorarbeit ist, die raum-zeitliche Veränderung der wichtigsten Auenhabitats aufzuzeigen und so eine Grundlagen für mögliche Renaturierungsmassnahmen oder für die Geschiebesanierung zu liefern. Es wird erwartet, dass die neu gewonnen Erkenntnissen über die Habitatdynamik auch auf andere ähnliche Gewässersysteme übertragen werden können und darüber hinaus zur Indikatorentwicklung für künftige Sanierungsmassnahmen dienen können.

Folgende Fragestellungen und Hypothesen werden untersucht:

i. Wie haben sich die Habitatvielfalt und die relativen Habitatanteile der Restwasserstrecke der Sarine seit dem Bau des Rossens Staudamms verändert?

H(i). Die Habitatvielfalt an der Restwasserstrecke der Sarine hat seit dem Bau des Rossens Staudamms abgenommen. Die Habitatanteile der offenen Kiesflächen haben abgenommen, wohingegen die Anteile des Waldes und der bewachsenen Kiesflächen zugenommen haben.

ii. Sind die relativen Habitatanteile der Sense mit ihrem natürlichen Abflussregime nach dem Shifting Habitat Steady State Concept über die Untersuchungsperiode (1938 – 2013) konstant geblieben?

H(ii). Die relativen Habitatanteile der Sense sind nach dem Shifting Habitat Steady State Concept über die Untersuchungsperiode konstant geblieben.

iii. Wie haben sich die ökomorphologischen Indikatoren Braid Channel Ratio, Uferlänge sowie Wasserspiegelbreitenvariabilität an der Restwasserstrecke der Sarine seit dem Bau des Rossens Staudamms verändert und welche/r Indikator/en eignen sich am besten um Habitatveränderungen aufzuzeigen?

H(iii). Die ökomorphologischen Indikatoren Braid Channel Ratio und Uferlänge sind stabil geblieben und die Wasserspiegelbreitenvariabilität hat abgenommen. Am besten geeignet um Habitatveränderungen aufzuzeigen ist der Indikator Wasserspiegelbreitenvariabilität.

2 Material und Methoden

2.1.1 Untersuchungsgebiete

Das Untersuchungsgebiet an der Sarine liegt südlich der Stadt Fribourg und umfasst einen Teil der Restwasserstrecke unterhalb des Rossens Staudamms. Die naturnahe Referenzstrecke der Sense liegt etwa 14 km weiter östlich im Grenzgebiet der Kantone Bern und Fribourg (Abbildung 1).

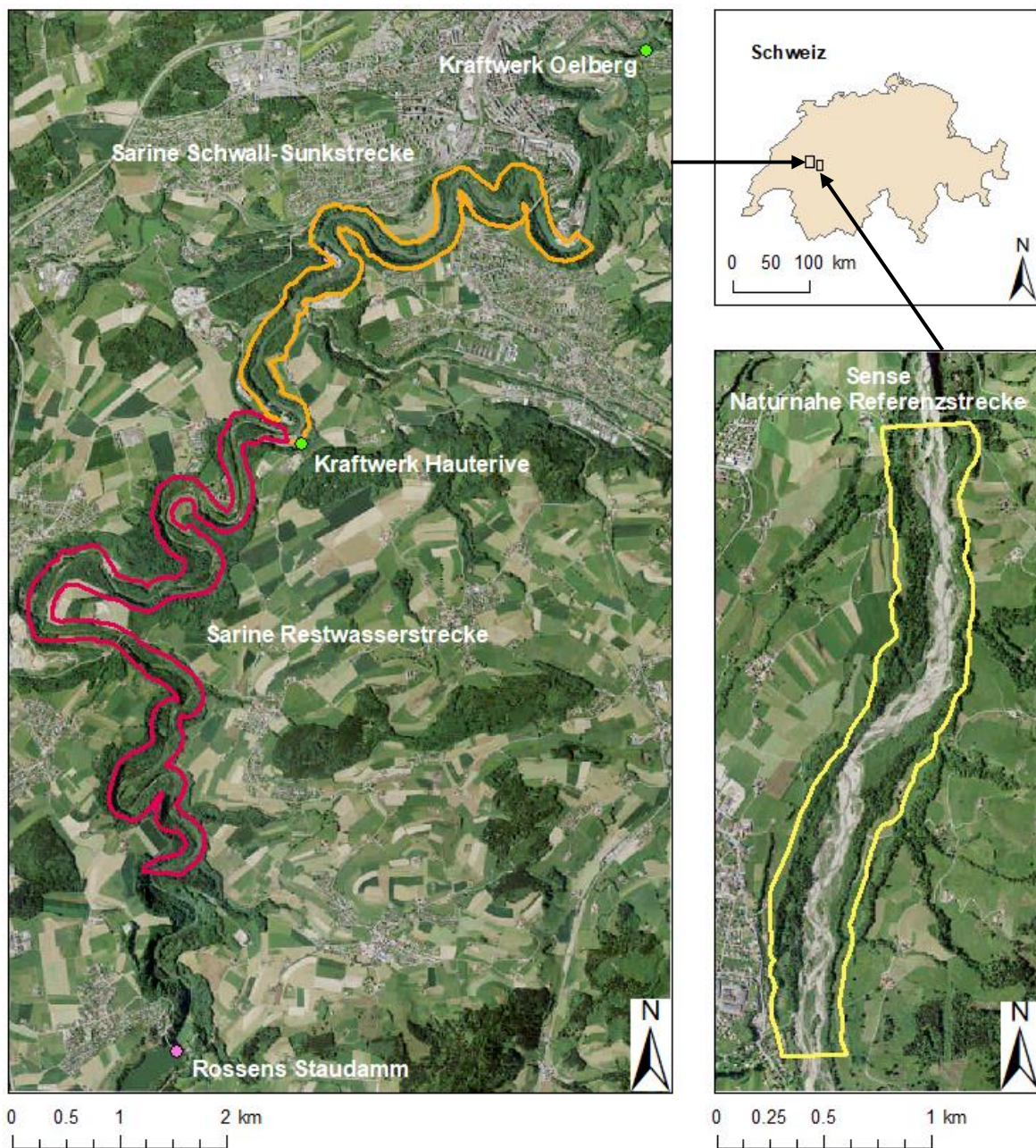


Abbildung 1: Übersichtskarte des Untersuchungsperimeters der Sarine – Restwasser (rot) & Schwall-Sunkstrecke (orange) und der naturnahen Sense (gelb). Rosa Punkt: Staudamm von Rossens; grüne Punkte: Kraftwerke Hauterive und Oelberg. Die Fließrichtung ist jeweils von Süden nach Norden. Quelle der Hintergrundkarten: Swisstopo (2017)

2.1.2 Sarine

Die Quelle der Sarine (dt. Saane) liegt im Diableretsgebiet (Kt. VS) auf 3240 m. ü. M. Sie fliesst nacheinander durch das bernische Saanenland, das Waadtländer Pays-d'Enhaut, wo sie verschiedene Flysch-, Mergel und Kalkschichten quert, sowie die Bezirke Greyerz (Kt. FR) und Sense (Kt. BE) und mündet in Wileroltigen (463 m. ü. M.) in die Aare (Dubler, 2012). Ihr Einzugsgebiet ist rund 1893 km² (BAFU, 2017a) gross und die Fliessstrecke beträgt etwa 126 km.

Der Lauf der Sarine wird heute von mehreren Staustufen zur Nutzung der Wasserkraft unterteilt (Dubler, 2012). Von 1944-48 wurde die 83 m hohe Bogenstaumauer von Rossens gebaut (Schweizerische Gesellschaft für Volkskunde, 2017). Der aufgestaute Lac de la Gruyère (dt. Greyerzersee) hat ein Volumen von 173 Mio. m³ und eine maximale Fläche von 10 km² (Groupe-e, 2016). Unterhalb der Staumauer beginnt die Restwasserstrecke, das Hauptuntersuchungsgebiet dieser Studie. Sie führt mit einem Gefälle von 0.76 % über circa 12.5 km bis zum Kraftwerk Hauterive (Abbildung 1). Das durch einen 6 km langen Druckstollen mit dem Dammbund verbundene Kraftwerk produziert jährlich etwa 230 GWh elektrischen Strom (Groupe-e, 2016).



Abbildung 2: Restwasserstrecke der Sarine eingebettet in den Sandsteincanyon (© S. Friedli / 12.8.16).

Die Restwasserstrecke verläuft gewunden in einem tief eingeschnittenen Canyon aus Sandsteinschichten des Molassemeeres und ist streckenweise in Haupt- und Seitenkanal verzweigt. Die Ufer weisen zum Teil Sedimentbänke auf, die oft von Gräsern, Sträuchern und Weichholzpflanzen bewachsen sind. Im unteren Teil der Restwasserstrecke wird das Tal etwas breiter und es säumen vermehrt Landwirtschaftswiesen und Ackerflächen den Fluss.

2.1.3 Sense

Die Sense ist ein Fluss der Schweizer Voralpen und entsteht aus dem Zusammenfluss der Kalten Sense und der Warmen Sense in Zollhaus (Kt. FR). Die Kalte Sense hat ihren Ursprung im Gantrischgebiet (Kt. BE), während die Warme Sense dem Schwarzsee (Kt. FR) entspringt. Die Geologie im Einzugsgebiet reicht von der Klippen-Decke im Oberlauf bis zur mittelländischen Molasse im Mittel- und Unterlauf, wobei der Gurnigel-Flysch und die subalpine Molasse durchflossen werden (BAFU, 2017c). Von den Quellen bis zur Mündung in die Sarine bei Laupen (482 m. ü. M.) bildet die Sense grösstenteils die Grenze zwischen den Kantonen Bern und

Fribourg und entwässert ein Gebiet von rund 435 km² (BAFU, 2017b) auf einer Fließstrecke von etwa 36 km (ab Zollhaus).

Der Oberlauf bis Zollhaus weist trotz der geringen Siedlungs- und Nutzungsdichte einige anthropogene Veränderungen, wie Abstürze auf, welche die biologische Durchgängigkeit beeinträchtigen. Im Mittellauf hingegen weist der Fluss noch einen sehr natürlichen Charakter auf, was sich in der hohen Dynamik zeigt, welche er im breiten Kiesbett entfalten kann. (Hettrich et al., 2011) Dieser Abschnitt ist gekennzeichnet von ständigen Erosions- und Depositionsprozessen und typischer Auenvegetation aus Pionierpflanzengesellschaften sowie Weich- und Hartholzpflanzen (Abbildung 3). Der Untersuchungsperimeter der Sense befindet sich im Mittellauf, östlich der Gemeinde Plaffeien (FR) (Abbildung 1) und hat ein Gefälle von 1.97 % auf einer Länge von rund 3.3 km. Unterhalb des Untersuchungsperimeters, ab dem Dorf Zumholz, fließt die Sense durch



Abbildung 3: Mittellauf der Sense bei Plaffeien, geprägt von riesigen Kies- und Schotterflächen, verzweigten Gerinnen und Pioniervegetation (© S. Friedli / 11.8.16).

die 15 km lange Senseschlucht, welche dank ihren Unterspülungen an den Prallufeln und den Kiesbänken an den Gleitufeln von besonders hohem Naturschutzwert ist (Hettrich et al., 2011). In der Schlucht stösst auch der wichtigste Zufluss, das Schwarzwasser, zur Sense. Ab Mittelhäusern verbreitert sich das Tal und der Fluss fließt grösstenteils begradigt durch intensiv genutztes Landwirtschafts- und Siedlungsgebiet der Mündung in die Sarine entgegen.

2.2 Abflussregime

2.2.1 Sarine

Da bei der BAFU-Einteilung der Abflussregimetyten nur natürliche Abflüsse berücksichtigt werden (BAFU, 2017b), weist die Sarine unterhalb des Staudamms keinen Abflussregimetyt auf. In die Restwasserstrecke entwässern einige kleinere Bäche, welche dem Typ „pluvial supérieur“ angehören. Für die Herleitung der Abflussdaten wurde die hydrologische Messstation in Fribourg herangezogen, welche seit 1911 betrieben wird. Sie befindet sich auf 532 m.ü.M. und liegt circa 11 km (Fließdistanz) unterhalb vom Ende der Restwasserstrecke. Zu beachten gilt, dass die an der Messstation erfassten Abflüsse sowohl die Restwassermenge, als auch die turbinierte Wassermenge in Hauterive umfassen. Ebenfalls einen Einfluss auf die gemessenen Daten in

Fribourg hat das Kraftwerk Oelberg, welches sich nur 300 m oberhalb der Messstation befindet und Wasser aus dem Lac de Pérolles turbinert. Seit 1951 hat es eine Dotierwassermenge von $4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ und eine Ausbauwassermenge von $99 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Groupe-e, 2006). Die Sarine wird weiter gespeist von den beiden Bäche Gérine und Glâne, welche circa 1.5 bzw. 2.5 km nach dem Kraftwerk Hauterive in die Sarine münden. Die Gérine hatte 2013 einen mittleren jährlichen Abfluss von $1.75 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Amt für Umwelt AfU, 2016). Dies entspricht 3.7 % des Jahresabflusses bei der Station Fribourg im selben Jahr. Die Abflussmenge der Glâne betrug 2012 $1.36 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Amt für Umwelt AfU, 2015), was 3.3 % ausmacht.

Eine genaue Rekonstruktion der historischen Abflussmengen in der Restwasserstrecke ist nicht möglich, da die Daten zu möglichen Dammüberläufen und zur turbinierten Wassermenge fehlen. Allerdings liegen Daten des Kraftwerksbetreibers Groupe-e vor, welche die Kapazitäten der einzelnen Turbinen wiedergeben. Der Rossens-Staudamm hat zwei Grundauslässe mit einer maximalen Abflusskapazität von je $150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Eine zusätzliche Oberflächenschleuse mit einer Kapazität von $355 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ sowie eine Zwischenschleuse mit $275 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ kommen bei grossen Hochwassern zum Einsatz. Diese Komponenten sind bereits seit 1948 in Betrieb (Groupe-e, 2006). Die Ausbauwassermenge wurde durch den Zubau von Turbinen mehrmals erhöht. Von 1948-76 lag sie bei $37.5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, von 1976-94 bei $56.25 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, von 1994-2005 bei $75 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ und danach bei $84.25 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Allerdings beträgt die maximal konzertierte Ausbauwassermenge heute nur $75 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Groupe-e, 2017). Das Abflussvolumen der Restwasserstrecke setzt sich aus der Dotierwassermenge, dem Hangabfluss sowie gelegentlichen Dammüberläufen zusammen. Die Dotierwassermenge betrug von 1948-75 $0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, von 1976-2006 $1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ und danach $2.5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ im Winter bzw. $3.5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ im Sommer (Groupe-e, 2017).

2.2.2 Sense

Das Einzugsgebiet der Sense ist bis Plaffeien als Abflussregimetyt „nival de transition“ und danach als „nivo-pluvial préalpin“ ausgewiesen. (BAFU, 2017b) Das heisst, die Abflussganglinie ist geprägt von hohen Abflüssen Ende Frühling zurzeit der Schneeschmelze sowie grossen Niederschlagsmengen im Sommer. Die Abflussdaten der Sense stammen von der hydrologischen Messstation Thörishaus, Sensematt, welche circa 3 km unterhalb des Zusammenflusses der Sense mit dem Schwarzwasser und circa 16 km unterhalb vom Ende des Untersuchungsperimeters liegt. Die Station befindet sich auf 553 m.ü.M. und dokumentiert den Abfluss seit 1928. Abflussdaten des Schwarzwassers liegen keine vor.

2.2.3 Kennwerte zum Abfluss

Aus den Abflussdaten der Messstation Fribourg wurden die statistischen Hochwasser $\geq \text{HQ2}$ und $\geq \text{HQ10}$ sowie der Hochwasserschwellenwert des Referenzzustands berechnet.

Ein mittleres Hochwasser mit einer statistischen Wiederkehrperiode von 2-5 Jahren (HQ2-HQ5) gilt als bettbildender Abfluss, bei welchem morphologische Veränderungen im gehölzfreien Bereich sowie Abtrag und Neubildung von Kiesflächen und -bänken zu erwarten sind (schriftliche Mitteilung Dr. Diego Tonolla). Ein grosses Hochwasser mit Wiederkehrperiode von mindestens 10 Jahren (HQ10) wird als gerinnebildender Abfluss bezeichnet. Es gewährleistet die Morphodynamik der Aue und kann für eine periodische Zerstörung der Auenwälder sorgen. Die Berechnungen zu den jährlichen Hochwassern der Sarine basieren auf den Abflussdaten nach dem Dammbau 1949-2015, bei der Sense von 1928-2016.

Der Hochwasserswellenwert Q^* bezeichnet die Abfluss-Grössenordnung des Referenzzustands, bei welchem angenommen wird, dass Geschiebetrieb und Sohlenumlagerungen stattfinden und damit die ökologisch wichtigen Aspekte eines Hochwassers gegeben sind. Er errechnet sich nach Pfaundler, Dübendorfer & Zysset (2011) wie folgt:

$$Q^* = 0.6 \times MHQ_r$$

wobei MHQ_r dem mittleren jährlichen Hochwasserabfluss (Tagesabflüsse) des Referenzzustands entspricht. Als Referenzzustand wurde die Periode seit Messbeginn 1911 bis 1943 berücksichtigt.

2.3 Luftbilder

Für die vorliegende Studie wurden historische Luftbilder von 1938 – 2013 analysiert (Tabelle 1) um die Veränderung von Makrohabitaten in den beiden Auensystemen während einer 70 - 75-jährigen Zeitperiode zu charakterisieren. Sämtliche verwendeten Bilder wurden beim Bundesamt für Landestopografie (Swisstopo, 2017) in digitaler Form bestellt.

Tabelle 1: Überblick der verwendeten Geodaten mit den wichtigsten Eigenschaften: Gewässername, Aufnahmedatum, Filmart, durchschnittliche Flughöhe, Originalmassstab, Brennweite, Endauflösung und Genauigkeit des Mosaiks sowie die mittleren täglichen Abflüsse während den Aufnahmen. NA (not available) bedeutet, dass keine Informationen verfügbar sind. RGB: rot, grün, blau; s/w: schwarz-weiss.

Fluss	Datum	Filmart	Anz. Bilder	Ø Flughöhe [m]	Original-Massstab	Brennweite f [mm]	Endauflösung des Mosaiks [m]	Genauigkeit des Mosaiks [± m]	Mittlerer täglicher Abfluss [m ³ ·s ⁻¹]
Sarine	30.08.1943	s/w	6	3000	1:14100 - 1:14700	204.08 - 212.77 ¹	0.30	0.13 ³	10.9
	08.04.1952	s/w	6	4300	1:16900 - 1:17400	210.38 ²	0.30	0.71 ³	67.2
	25.06.1968	s/w	3	4200	1:23500	152.87 ²	0.30	0.37 ³	34.5
	01.06.1981	s/w	2	4306 - 4314	1:22900 - 1:23500	153.02	0.50	0.50	66.0
	30.07.1993	s/w	1	5899	1:32000	152.52	0.50	0.50	45.2
	31.07.2007	RGB	1	2500	NA	NA	0.25	0.25 ⁴	48.4
	07.06.2013	RGB	1	2500	NA	NA	0.25	0.25 ⁴	88.7
Sense	04.06.1938	s/w	2	3450	1:15600 - 1:15900	216.98 - 221.15 ¹	0.30	0.20 ³	9.9
	14.10.1954 & 24.09.1954	s/w	2	4500 - 5000	16900 - 1:19200	210.10 ²	0.30	0.34 ³	2.3 & 3.5
	14.07.1969	s/w	1	4500	1:23500	152.87 ²	0.30	0.25 ³	7.2
	01.06.1981	s/w	1	4762	1:23500	153.02	0.50	0.50	10.8
	29.07.1993	s/w	1	4819	1:24800	152.52	0.50	0.50	5.0
	01.08. & 21.09 + ev. 13.09.2007	RGB	1	2500 - 5000	NA	NA	0.25	0.25 ⁴	6.8 & 5.8 & 3.3
	07.06. & ev. 31.07.2013	RGB	1	2500	NA	NA	0.25	0.25 ⁴	10.1 & 5.9

¹ geschätzt mit $f = \text{Massstab} \times \text{Ø Flughöhe (m)} \times 1000 \text{ (m/mm)}$, z.B. $(1/14450) \times 3000 \times 1000 = 207.61 \text{ mm}$

² auf dem historischen Luftbild

³ Ø absolute Positionsgenauigkeit (RMSE)

⁴ Standardabweichung der Positionsgenauigkeit

Die Luftbilder von 2007 & 2013 waren SwissImage RGB Orthophoto-Mosaiken mit 25-cm-Auflösung (Standardabweichung für die Positionspräzision: ± 25 cm). Jene der Jahrgänge 1981 und 1993 waren panchromatische Orthophoto-Mosaiken mit 50-cm-Auflösung. Sechs Bilder (Sarine: 1943, 1952, 1968 & Sense: 1938, 1954, 1968) wurden als *.tif-Dateien mit einer Scanauflösung von 6.8 - 10.9 μm erhalten und mussten photogrammetrisch bearbeitet und orthorektifiziert werden. Dies wurde von Martin Geilhausen (ZHAW, Geoinformatik) mit Hilfe der Software IMAGINE Photogrammetry 2014 von ERDAS IMAGINE® 2014 in drei Schritten gemacht. Zuerst wurde die innere Orientierung jedes Bildausschnitts anhand der Brennweite und Referenzmarken berechnet. Die Brennweite (f) für die Jahrgänge 1938 & 1943 war auf den Bildern nicht vermerkt und wurde deshalb geschätzt mit $f = \text{Original Massstab} \times \varnothing \text{ Flughöhe (m)} \times 1000$ (m/mm). Die Lage der Referenzmarken und Hauptpunkte für alle Bildausschnitte wurde auf massstabsgetreuen Ausdrucken gemessen. Danach wurde die äussere Orientierung durch Triangulation von mindestens sieben und maximal vierzehn Bodenkontrollpunkten (GCP; z.B. Strassenkreuzungen, Felsbrocken, etc.) und automatisch generierten Punkten in den übereinandergelegten Bildern ermittelt. Die GCP-Koordinaten wurden vom 2013 SwissImage 25-cm Orthophoto und dem digitalen Geländemodell (DTM, vertikale Genauigkeit von ca. ± 50 cm) SwissALTI3D bezogen. In allen sechs Jahrgängen wurden die gleichen GCPs verwendet, um die relative Genauigkeit zu gewährleisten. Schliesslich wurde das SwissALTI3D DTM verwendet, um die historischen Luftbilder zu Orthophotomosaiken mit einer Auflösung von 30 cm zu erzeugen. Über alle sechs Luftbilder führte die photogrammetrische Verarbeitung zu durchschnittlichen RMS-Fehlern der Innenorientierung von 1.2 ± 0.2 Pixeln und bei den Kontrollpunkten resultierte ein totaler RMS-Error von 33.2 ± 18.6 cm.

2.4 Digitalisierung der Habitate

Als Untersuchungsperimeter der Sarine Restwasserstrecke diente das Auengebiet von nationaler Bedeutung (Obj.-Nr. 62 - La Sarine: Rossens-Fribourg), versehen mit einem Puffer von + 50 m und an die kleinste verfügbare Bildausdehnung angepasst (Abbildung 1). Dies gewährleistet den Einbezug aller Auenhabitate. Die Gesamtfläche des Untersuchungsperimeters beträgt rund 218.45 ha bei einer Breite zwischen rund 157 und 400 m. Die südliche Grenze des Perimeters ist durch die verfügbaren Luftbildausschnitte definiert und reicht nicht bis zum Staudamm von Rossens (Abbildung 1). Am nördlichen Ende reicht der Perimeter bis zum Kraftwerk Hauterive. Bei der Sense wurde der Untersuchungsperimeter ebenfalls gemäss einem Auengebiet von nationaler Bedeutung (Obj.-Nr. 55 – Senseauen) und dem zusätzlichen Puffer von 50 m festgesetzt (Abbildung 1). Hier beträgt die Gesamtfläche rund 112.43 ha bei einer Breite zwischen 303 und 426 m.

Die Habitat-Digitalisierung anhand der Luftbilder erfolgte mit der Software ArcGIS™ Version 10.4 (ESRI, Redlands, CA, USA, 2009). Um das Auensystem zu charakterisieren wurden acht

verschiedene Habitattypen festgelegt (Tabelle 2). Diese umfassten die wichtigsten terrestrischen und aquatischen Auen-Lebensräume (*sensu* Doering et al., 2012) sowie die zwei zusätzlichen Habitats „Cliff“ und „Other structures“.

Tabelle 2: Die acht Habitattypen in Englisch mit einer kurzen Beschreibung.

Habitattyp	Beschreibung
Water	Stehendes oder fliessendes Wasser
Island	Dichte Vegetationsstellen mit Hartholzbaumgruppen umschlossen von Wasser oder Sand/Kies Flächen ¹
Open sand and gravel bars	Offene, unbewachsene Sand-, Kies- und Schotterflächen
Vegetated sand and gravel bars	Sand-, Kies- und Schotterflächen mit spärlich oder reichlich vorhandener Pioniervegetation, wie Gras oder Sträucher (z.B. <i>Salix</i> spp.) sowie Weichhölzern, Schwemmholtzansammlungen im Wasser oder auf den Bänken sowie alleinstehende ältere Bäume
(Riparian) Forest	Etablierte Waldflächen (inkl. Auenwald)
Pasture and grassland	Wies-, Weide- und Ackerflächen
Other structures	Anthropogene Strukturen, wie z.B. Wege und Strassen, Häuser und andere Bauwerke, Aufforstungsgebiete und Industrieflächen (z.B. Kieswerke)
Cliff	Felsen und Felswände, welche freigelegt und deshalb sichtbar sind

¹ wenn eine direkte Verbindung zu Waldflächen bestand, wurden diese Habitats als Wald digitalisiert.

Die Habitats innerhalb des Perimeters wurden manuell durch Skizzieren von Polygonen entlang der (ersichtlichen oder vermuteten) Habitatgrenzen digitalisiert. Die Digitalisierung der Sense wurde von Fabian Rickenbacher vorgenommen (Rickenbacher, 2017). In schattigen Bereichen wurde die Habitatgrenze so gut wie möglich anhand vorangehender und nachfolgender Jahrgänge interpretiert. Felsblöcke im Wasser wurden als Wasser klassiert, ausser sie waren von Vegetation bedeckt (Dann als „Island“ o. „Vegetated sand and gravel bars“).

2.5 Ableitung von ökomorphologischen Indikatoren

Nach der Digitalisierung wurden die Habitats aller Jahrgänge mit dem ArcGIS-Werkzeug „clip“ auf die endgültige Perimetergrösse zugeschnitten, da zuerst mit einer grösseren Ausdehnung digitalisiert wurde. Anschliessend wurden diese mit „dissolve“ anhand des Attributs Habitattyp zusammengeführt. Nachfolgende Schritte erfolgten im Model Builder von ArcGIS (Abbildung 4). Die Polygone wurden mit dem Werkzeug „Polygon to raster“ nach jenem Habitat mit dem grössten Bereich in der Zelle zugewiesen. Die Zellengrösse für das Ausgabe-Raster-Dataset wurde mit 1 m festgelegt. Dann wurden die Raster-Datasets mit „Raster to polygon“ wieder in Polygon-Features

mit einfacheren Formen (simplify) konvertiert. Durch dieses hin- und wieder zurückkonvertieren wurden kleine Lücken geschlossen, welche bei der Digitalisierung entstanden sind. Für die Berechnung der relativen Habitatanteile und deren Veränderung über die Zeit, wurden die Attributdaten in Excel 2013 von Microsoft überführt und anschliessend dort ausgewertet.

Um die Habitatänderungsraten (Habitat turnover) zu berechnen, wurden die zuvor generierten Shapefiles mit dem jeweils

nachfolgenden Jahrgang iterativ vereinigt (union). Das Resultat daraus zeigte die Schnittmengenflächen aller Jahrgänge mit den Habitattypen über die ganze Untersuchungsperiode. Diese Liste wurde in Excel exportiert und die Anzahl Habitatänderungen pro Teilfläche aufsummiert. Die Tabelle wurde anschliessend mit „join“ dem Shapefile der Habitatänderungen zugeführt. Die Vereinigung, die Aufbereitung in Excel sowie das Rückführen in GIS wurden bei der Sense von F. Rickenbacher vorgenommen. Die Habitatänderungsraten wurden in 4 Klassen unterteilt: stabile Flächen, die über die gesamte Untersuchungsperiode erfahren haben keine Habitatänderungen; Flächen, die den Habitattyp 1-2, 3-4 oder 5-6 Mal geändert haben.

Die Indikatoren Mittellinienlänge (channel centerline), Länge des Hauptkanals, Anzahl Verzweigungen und Wasserspiegelbreitenvariabilität wurden aus dem Habitattyp Wasser abgeleitet. Dafür wurden alle Wasserpolygonen selektiert und ein neues Shapefile erstellt. Danach erfolgte in Model Builder (Toolbox „Fluvial Parameters“ 2017, ZHAW Geoinformatik, unveröffentlicht) mithilfe von Thiessen-Polygonen die Konstruktion der Mittellinie. Es wurden bei allen Verzweigungen automatisch Knotenpunkte gesetzt. Bevor die endgültige Mittellinienlänge und die Anzahl Verzweigungen berechnet werden konnten, mussten die Mittellinie und die Knoten manuell überprüft, fehlerhafte Artefakte gelöscht oder Punkte neu gesetzt werden. Aus den Längen der Mittellinien, der Hauptkanäle sowie des gesamten Abschnitts konnten weitere Indikatoren, wie das Braid Channel Ratio (totale Mittellinienlänge aller Fließwege/Länge Hauptarm), der Sinuosity-Index (Länge Hauptarm/Abschnittslänge Luftlinie) (Friend & Sinha, 1993) und die Wasserspiegelbreitenvariabilität (Standardabweichung der

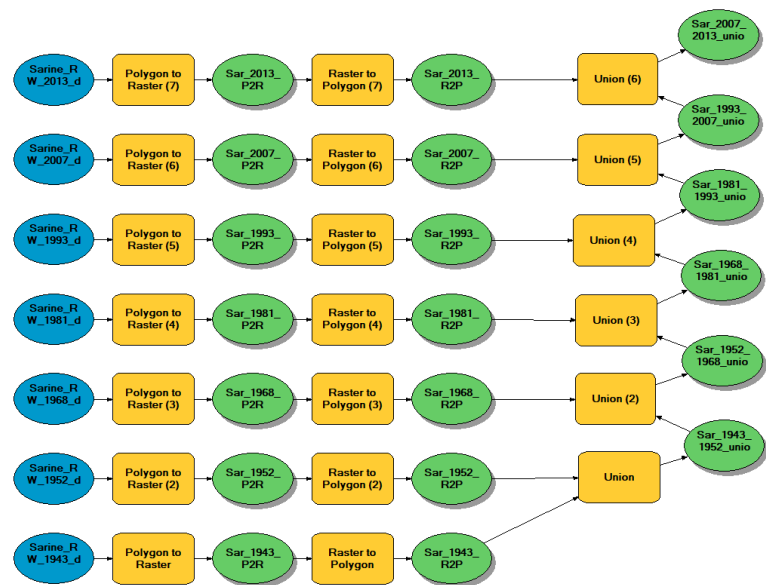


Abbildung 4: Ausschnitt aus dem Model Builder von ArcGIS für die Umwandlung in Rasterdaten, die Rückführung in Polygone und die anschliessende Vereinigungsabfolge zur Bestimmung der Habitatänderung (Habitat turnover).

Wasserspiegelbreiten/Mittelwert der Wasserspiegelbreiten) (Woolsey et al., 2005) errechnet werden. Für die Wasserspiegelbreiten wurden alle 100 m automatisch eine senkrechte Gerade über die bearbeitete Mittellinie gezogen und diese anschliessend manuell bereinigt. Durch zuschneiden (clip) mittels des Wasserpolygon auf die entsprechende Breite konnte ein neues Shapefile erstellt werden. Anschliessend konnten der Mittelwert sowie die Standardabweichung der Wasserspiegelbreiten berechnet werden. Ebenfalls wurde die Uferlänge, welche die geomorphologische Komplexität eines Flusses widerspiegelt und auch als Indikator für die Verfügbarkeit von terrestrischen und aquatischen Uferhabitaten verwendet wird, berechnet indem die Uferlinie (Umfang des Polygons „Water“) durch die Länge des Hauptkanals geteilt wurde (Woolsey et al., 2005). Zur Charakterisierung der Habitatdiversität wurden der Shannon's Diversity Index (SDI) und der Evenness Index (SEI) herangezogen und direkt in ArcGIS mit der Patch Analyst Erweiterung von ArcMap berechnet (Rempel, Kaukinen & Carr, 2012). Schlussendlich wurden die Flächen der aktiven Aue pro Jahrgang abgeleitet und diese in Relation zur maximal aktiven Auenfläche (union sämtlicher Jahrgänge) gesetzt. Zur aktiven Aue gezählt wurden die Habitattypen „Water“, „Vegetated sand and gravel bars“, „Open sand and gravel bars“ sowie „Island“.

3 Resultate

3.1 Veränderung der relativen Habitatanteile

3.1.1 Sarine

Die Veränderungen der relativen Habitatanteile lassen sich in vier unterschiedliche Entwicklungsphasen einteilen (Abbildung 5). In der ersten Phase von 1943 bis 1952 ist der Anteil der offenen Sand- und Kiesflächen von 19 % auf 15 % und jener des (Auen)waldes von 55 % auf 52 % gesunken, während der Anteil der Wasserflächen von 9 % auf 12 % zugenommen hat. Die zweite Phase bis 1968 zeichnet sich durch die grössten Veränderungen über den gesamten Untersuchungszeitraum aus. Die (Auen)waldflächen sind am stärksten gewachsen, von 52 % auf 61 %. Die bewachsenen Sand- und Kiesflächen konnten von 3 % auf 9 % zulegen auf Kosten der offenen, welche von 15 % auf 5 % zurückgingen. Die dritte Phase reicht bis 1993 und ist von mittleren Veränderungen gekennzeichnet, welche sich in einem weiteren Zuwachs der Waldflächen von 61 % auf 69 % und einem Rückgang der bewachsenen Sand- und Kiesflächen von 9 % auf 4 % sowie der offenen Sand- und Kiesflächen von 5 % auf 2 % ausdrückt. In der letzten Phase von 1993 bis 2013 scheint sich das Auensystem eingependelt zu haben. Es sind keine nennenswerten Änderungen der relativen Habitatanteile mehr festzustellen.

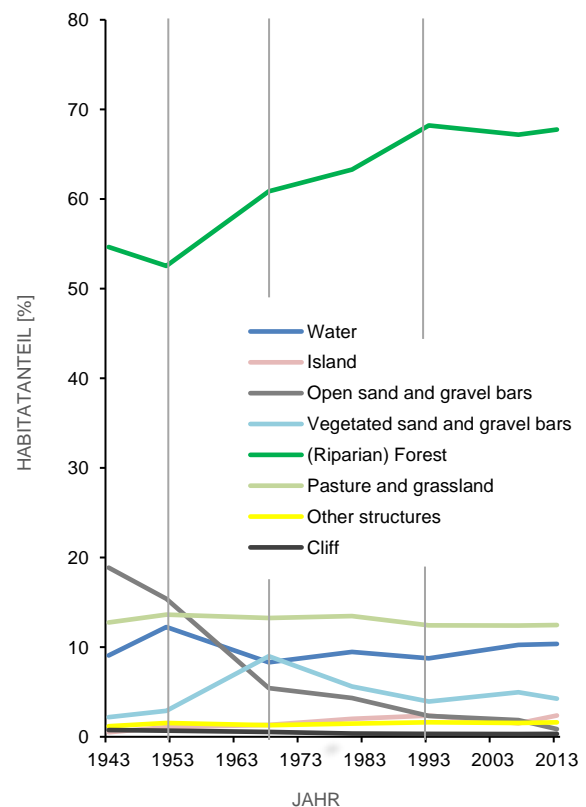


Abbildung 5: Veränderung der relativen Habitatanteile an der Restwasserstrecke der Sarine von 1943-2013. Die grauen senkrechten Linien markieren die Abgrenzung der verschiedenen Entwicklungsphasen.

Über die gesamte Untersuchungsperiode haben die offenen Sand- und Kiesflächen rund 95 % ihrer ursprünglichen Fläche eingebüsst (-39.4 ha) und ihr relativer Anteil an der gesamte Untersuchungsfläche ist von 19 % auf knapp 1 % gesunken (Anhang 1). Der grösste Flächenzuwachs verzeichnete der Wald (+28.6 ha, +24%) bzw. von 53 % auf 68 %. Gemessen an ihrer ursprünglichen Fläche nahmen auch die Inseln stark zu (+368 %; Anhang 1). Die deutlichsten Flächenschwankungen über die gesamte Untersuchungsperiode waren bei den offenen Sand- und Kiesflächen sowie der Waldfläche zu erkennen (SD=7.2 bzw. 6.4; Anhang 1).

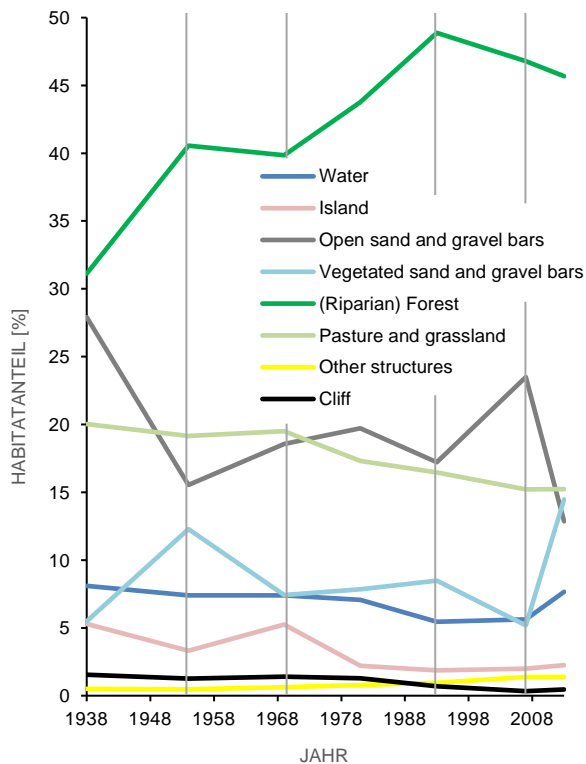


Abbildung 6: Veränderung der relativen Habitatanteile an der Sense von 1938-2013. Die grauen senkrechten Linien markieren die Abgrenzung der verschiedenen Sukzessionsphasen.

3.1.2 Sense

Bei der Sense lassen sich fünf Entwicklungsphasen unterscheiden: Die erste Phase von 1938 bis 1954 weist starke Habitatveränderungen auf, wie die Abnahme der offenen Sand- und Kiesflächen von 28 % auf 16 %, und gleichzeitige Zunahme der vegetationsbedeckten Flächen von 6 % auf 12 %. Dieser gegensätzliche Trend ist auch in der nachfolgenden Phase bis 1969 zu erkennen. Nur, dass diesmal die offenen Sand- und Kiesflächen zu Lasten der vegetationsbedeckten abnahmen. Die dritte Phase bis 1993 brachte vor allem Zunahmen beim Wald von 40 % auf 49 % und Abnahmen bei den Inseln von 5 % auf 2 %. In der nächsten Phase nahmen die offenen Sand- und Kiesflächen von 17 % auf 24 % zu und die bewachsenen von 9 % auf 5 % ab. Die letzte Periode bis 2013 zeigte eine grössere Sukzession, und so sind viele offene Sand- und Kiesflächen wieder zugewachsen.

Über die gesamte Untersuchungsperiode (1938 – 2013) gesehen, besteht bei der Sense eine deutlich höhere Variabilität in den relativen Habitatanteilen als bei der Sarine. Die grössten Änderungen haben in der ersten (1938 – 1954) und in der letzten (2007 – 2013) Entwicklungsphase stattgefunden und waren jeweils von den offenen und bewachsenen Sand- und Kiesflächen geprägt. Insgesamt haben die offenen Sand- und Kiesflächen rund 54 % (-16.9 ha) und die Inseln rund 57% (-3.4 ha) ihrer ursprünglichen Fläche eingebüsst (Anhang 1). Demgegenüber steht der grösste Flächenzuwachs bei den bewachsenen Sand- und Kiesflächen (+163.3 %, +10.1 ha) und der Waldflächen (+46.8 %, +16.4 ha). Ein klarer Zu- oder Abnahmetrend, wie an der Sarine lässt sich aber nicht erkennen, da die Variabilität der relativen Flächenanteile der Habitattypen gesamthaft höher ist als an der Sarine (Abbildung 6). Ausserdem blieb die Summe der offenen und bewachsenen Sand- und Kiesflächen über die gesamte Untersuchungsperiode relativ konstant (25 – 28 % relativer Flächenanteil), mit Ausnahme der Fläche im Jahr 1938, die deutlich höher war (33 %). Diese beiden Habitattypen zeigen einen entgegengesetzten Trend auf (wenn der eine zunimmt, nimmt der andere ab und umgekehrt).

3.2 Habitat Turnover

3.2.1 Sarine

Die räumliche Verteilung der Habitate im Zeitraum von 1943 bis 2013 zeigt, dass ca. 40 % der Auenfläche sich mindestens einmal veränderte und knapp 60 % der Flächen stabil blieben (keine Änderung im Habitattyp) (Abbildung 7). Davon entfallen über 3/4 auf Waldflächen und 1/6 auf Wies- und Ackerland. 26 % der Auenflächen haben sich 1-2 Mal verändert und 13 % 3-4 Mal. 5-6 Habitatänderungen wurden bei 2 % der gesamten Untersuchungsfläche verzeichnet. Diese beschränken sich praktisch ausschliesslich auf den aktiven Bereich der Flussaue, das heisst, die Wasser- sowie die offenen und bewachsenen Kiesflächen.

In den verschiedenen Zeitperioden ist der Anteil der Habitate, welche sich zum jeweils nächsten Aufnahmedatum verändert haben seit 1952 kontinuierlich gesunken von 26 % auf 7 % (Tabelle 3). Die einzige Ausnahme bildet der Anstieg von 19 % (1943-52) auf 26 % (1952-68).

Tabelle 3: Habitatflächen in der Restwasserstrecke der Sarine in m², welche sich in den jeweiligen Zeitabschnitten verändert haben oder stabil geblieben sind sowie der relative Anteil der Flächen mit Veränderung in % (Turnoverrate).

Zeitperiode	1943-52	1952-68	1968-81	1981-93	1993-2007	2007-13
Habitatfläche stabil [m ²]	1'767'896	1'619'469	1'782'398	1'884'843	1'911'076	2'027'045
Habitatfläche verändert [m ²]	415'727	564'154	401'226	298'781	272'548	156'579
Turnover [%]	19	26	18	14	12	7

3.2.2 Sense

In der naturnahen Referenzstrecke der Sense haben sich 92 % des Auengebiets seit 1938 mindestens einmal verändert (Abbildung 8). Der stabilste Habitattyp ist, wie schon bei der Sarine, der (Auen)wald, welcher 71 % der Flächen ausmacht, die sich gar nie verändert haben. 20 % der Flächen haben dabei 1-2 Veränderungen erfahren, während sich 54 % 3-4 Mal änderten. Der Flächenanteil, der sich 5 oder 6 Mal veränderte lag bei 18 %.

Tabelle 4: Habitatflächen in der naturnahen Referenzstrecke der Sense in m², welche sich in den jeweiligen Zeitabschnitten verändert haben oder stabil geblieben sind sowie der relative Anteil der Flächen mit Veränderung in % (Turnoverrate).

Zeitperiode	1938-54	1954-69	1969-81	1981-93	1993-2007	2007-13
Habitatfläche stabil [m ²]	628'361	439'889	568'040	524'569	450'283	636'005
Habitatfläche verändert [m ²]	495'308	683'780	555'628	599'099	673'386	487'664
Turnover [%]	44	61	49	53	60	43

Die grössten Habitatänderungen an der Sense haben zwischen 1954 und 1969 stattgefunden (Tabelle 4). 61 % der Fläche war 1969 ein anderes Habitat als noch 1954, was einer absoluten Fläche von 683'780 m² oder fast 100 Fussballfeldern entspricht. Auch von 1993 bis 2007 haben sich die Habitate mit 60 % bedeutend verändert. Über die gesamte Untersuchungsperiode gesehen bewegte sich die Turnoverrate zwischen 43 und 61 %. Eine kontinuierliche Ab- oder Zunahme wie an der Sarine ist nicht erkennbar.

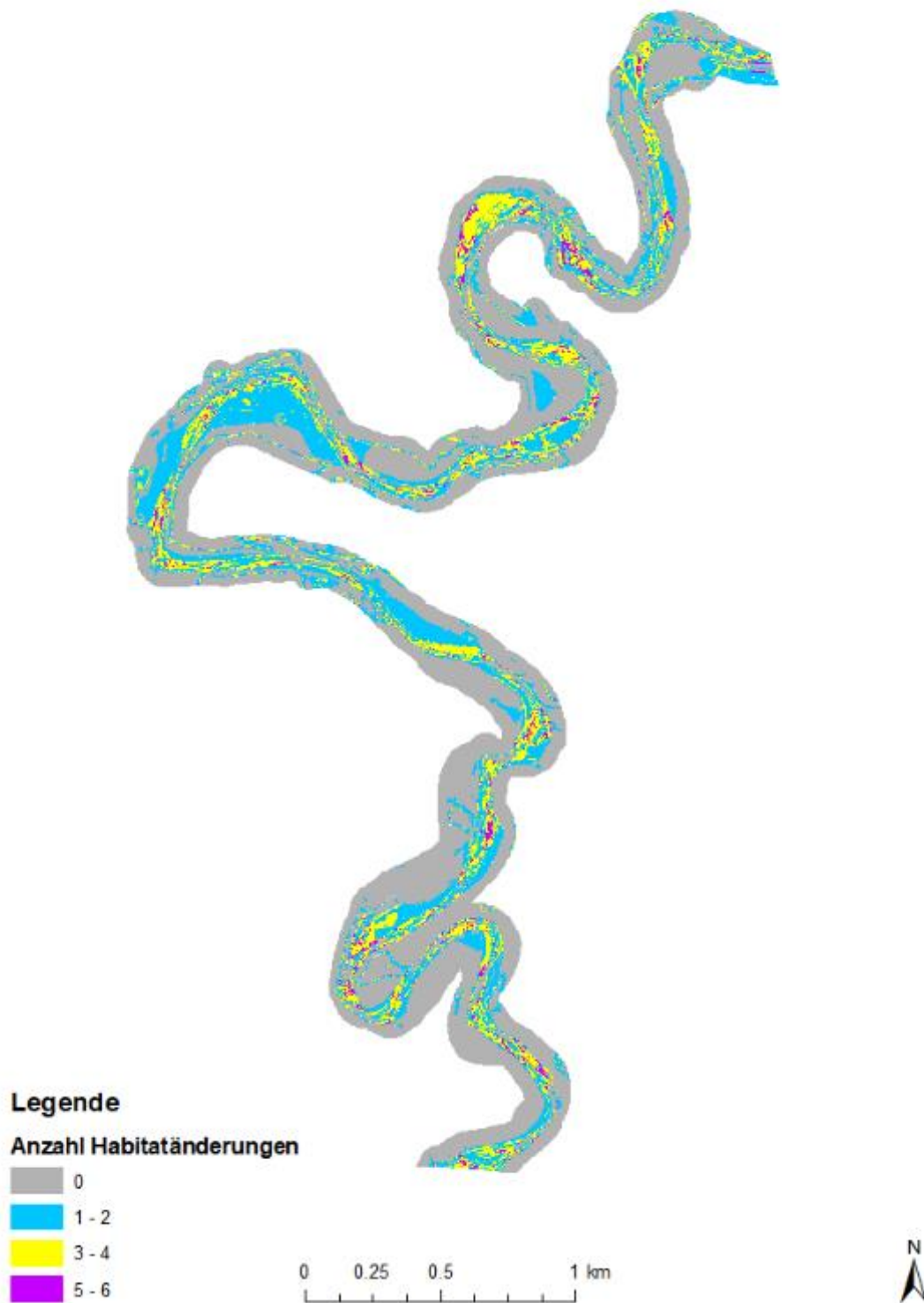


Abbildung 7: Die Karte zeigt die Habitatänderungsraten (Habitat turnover) in der Restwasserstrecke der Sarine während der ganzen Untersuchungsperiode von 1943-2013. Die Änderungen sind in vier Klassen gegliedert. Graue Flächen haben gar keine Änderung im Habitattyp erfahren, während violette Flächen den Habitattyp 5-6 Mal geändert haben.

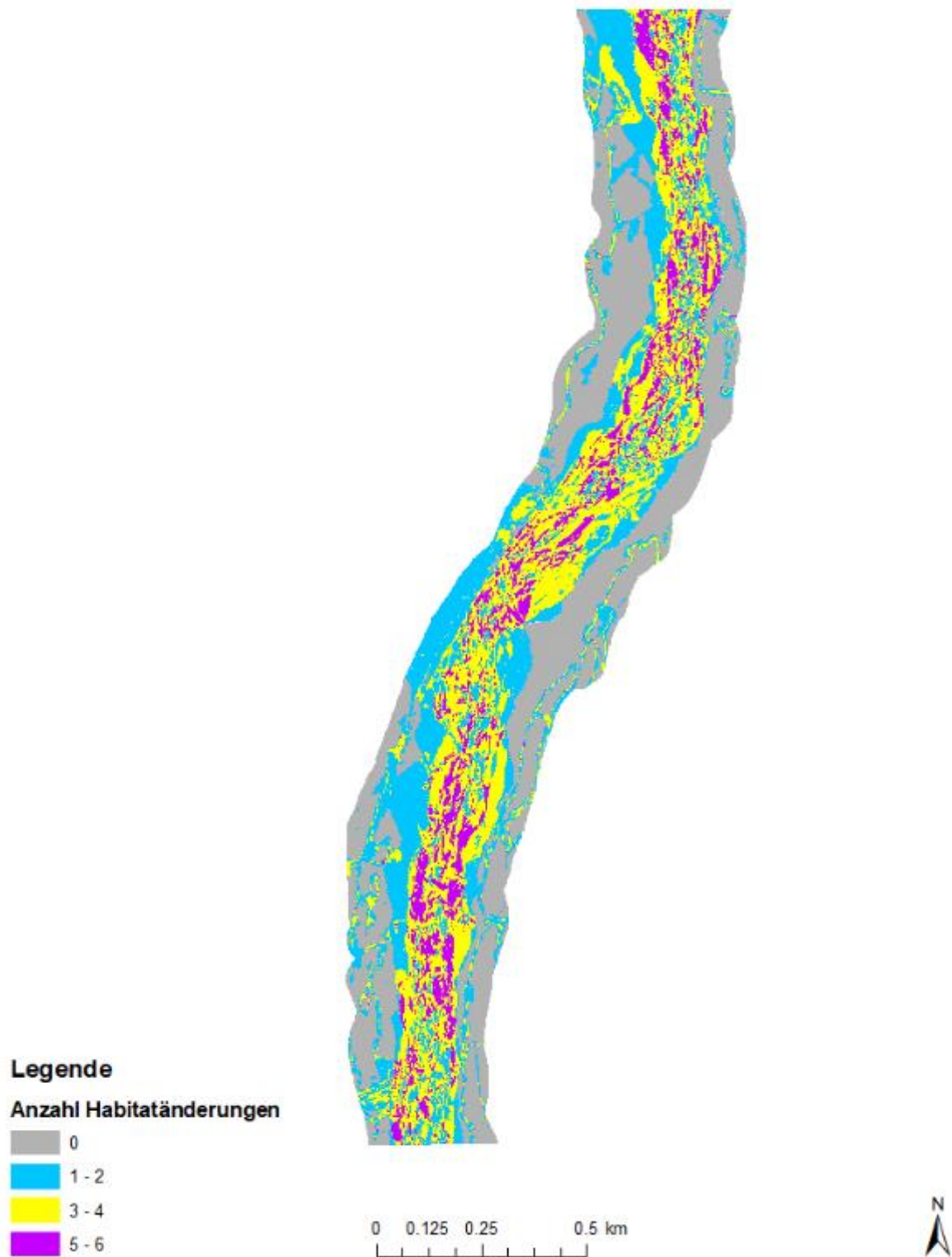


Abbildung 8: Die Karte zeigt die Habitatänderungen (Habitat turnover) im naturnahen Abflussregime der Sense während der ganzen Untersuchungsperiode von 1938-2013. Die Änderungen sind in vier Klassen gegliedert. Graue Flächen haben gar keine Änderung im Habitattyp erfahren, während violette Flächen den Habitattyp 5-6 Mal geändert haben.

3.3 Weitere ökomorphologische Indikatoren

3.3.1 Sarine

Die Komplexität des Flussbetts war 1952, kurz nach dem Staudammbau, am höchsten, was sich in der Anzahl Verzweigungen pro km Hauptkanal (11.8), dem Braid Channel Ratio (1.38) und der Uferlänge (3.08 km) ausdrückt (Tabelle 6). Ab 1968 veränderten sich diese Indikatoren nur geringfügig, bis 1993 sind zumeist rückläufige Tendenzen zu erkennen, bevor sich ab 2007 eine leichte Erholung der Indizes einstellt. Der Sinuosity Index blieb über die gesamte Untersuchungsperiode fast unverändert und bewegte sich zwischen 2.64 und 2.70 (Tabelle 6). Bei der mittleren Breite des Flusses ist ebenfalls kein klarer Trend festzustellen, während die Wasserspiegelbreitenvariabilität eher kurz nach dem Dammbau etwas höher war als heute.

Die Habitatdiversität, gegeben durch den SDI und den SEI, war vor und kurz nach dem Staudammbau (1943 – 1952) am höchsten und nahm in den darauffolgenden Zeitperioden (1968 – 2013) kontinuierlich ab (Tabelle 6).

Von 1943 bis 1952 verzeichnete die aktive Auenfläche mit 69.05 ha ihre grösste Ausdehnung und (Tabelle 6) und entsprach damit 91 % der maximal aktiven Auenfläche. Danach nahm sie bis 1993 konstant ab (38.01 ha, 50 % der maximal aktiven Auenfläche) und erfuhr erst ab 2007 eine leichte Flächenausdehnung.

3.3.2 Sense

Die Habitatdiversität der Sense war in der Zeitperiode 1938 bis 1969 am höchsten (SDI: 1.62 – 1.65). Anschliessend nahm sie bis 2007 ab (SDI: 1.45), stieg im Jahr 2013 jedoch wieder und erreichte denselben Wert wie im Jahr 1981 (SDI: 1.55) (Tabelle 5).

Im Jahr 1938 war die Ausdehnung der aktiven Auenfläche mit 52.61 ha am grössten und erreichte 83 % der maximal aktiven Auenfläche (Tabelle 5). In den Zeitperioden 1954 bis 1981 sowie 2007 bis 2013 blieb die Grösse der aktiven Auenfläche fast konstant und blieb zwischen 64 – 68 % der maximal aktiven Auenfläche. 1993 wurde mit einem Anteil von 58 % an der maximal aktiven Auenfläche die kleinste Auenflächenausdehnung verzeichnet.

Tabelle 5: Ökomorphologische Indikatoren: Shannon's Diversity Index und Shannon's Evenness Index sowie aktive Auenfläche für die einzelnen Jahrgänge während der Untersuchungsperiode 1938-2013 in der Sense. DS=Durchschnitt, SD=Standardabweichung.

Jahrgang	Shannon's Diversity Index (SDI)	Shannon's Evenness Index (SEI)	Aktive Auenfläche [ha]	Anteil aktiver Auenfläche an maximal aktiver Auenfläche [%]
1938	1.65	0.79	52.61	82.72
1954	1.62	0.78	43.35	68.15
1969	1.63	0.78	43.42	68.26
1981	1.55	0.75	41.42	65.12
1993	1.47	0.71	37.12	58.36
2007	1.45	0.70	40.79	64.13
2013	1.55	0.75	41.88	65.84
DS	1.56	0.75	42.94	67.51
SD	0.07	0.03	4.41	6.93

Tabelle 6: Ökomorphologische Indikatoren: Verzweigungen pro km Hauptkanal, mittlere Breite und Wasserspiegelbreitenvariabilität, Uferlänge Braid Channel Ratio und Sinuosity-Index, Shannon's Diversity Index und Shannon's Evenness Index sowie aktive Auenfläche für die einzelnen Jahrgänge während der Untersuchungsperiode 1943-2013 in der Restwasserstrecke der Sarine. DS=Durchschnitt, SD=Standardabweichung.

Jahrgang	Anz. Verzweigungen pro km Hauptkanal	Mittlere Breite [m]	Wasserspiegelbreitenvariabilität VC _b	Uferlänge pro km Hauptkanal [km]	Braid Channel Ratio (BCR)	Sinuosity Index	Shannon's Diversity Index (SDI)	Shannon's Evenness Index (SEI)	Aktive Auenfläche [ha]	Anteil aktiver Auenfläche an maximal aktiver Auenfläche [%]
1943	4.5	13.7	0.55	2.86	1.20	2.69	1.33	0.64	66.93	88.17
1952	11.8	15.6	0.61	3.08	1.38	2.69	1.40	0.68	69.05	90.96
1968	4.9	13.3	0.53	2.52	1.11	2.70	1.29	0.62	52.58	69.27
1981	3.4	16.0	0.48	2.45	1.15	2.64	1.24	0.60	46.78	61.63
1993	2.3	15.1	0.50	2.38	1.13	2.68	1.12	0.54	38.01	50.07
2007	4.1	16.9	0.47	2.58	1.18	2.66	1.13	0.54	40.58	53.46
2013	7.1	16.1	0.53	2.56	1.20	2.70	1.11	0.53	39.00	51.37
DS	5.5	15.2	0.53	2.63	1.2	2.7	1.23	0.59	50.42	66.42
SD	3.0	1.2	0.05	0.23	0.1	0.0	0.11	0.05	12.06	15.89

3.4 Abflussregime

3.4.1 Sarine

In der Sarine beträgt ein 2-jährliches Hochwasserereignis (HQ2) $262 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ und ein 10-jährliches (HQ10) $461 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Periode 1949 – 2015) (BAFU, 2017d) (Abbildung 9).

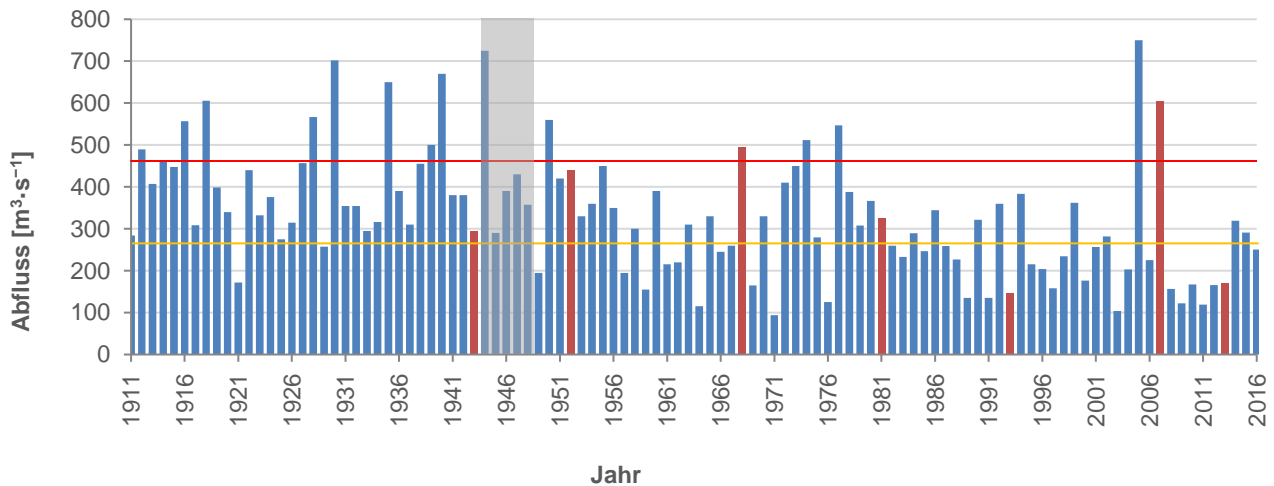


Abbildung 9: Jährliche Höchstabflüsse der Sarine in $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ für die hydrologische Messstation Fribourg von Anfang 1911 bis Ende 2016. Horizontale rote Linie = Hochwasser mit einer statistische Wiederkehrperiode von 10 Jahren. Orange Linie = eines mit 2 Jahren. Rote Balken = Abflüsse der Jahre mit Luftbildaufnahmen. Turbinerte Wassermenge sowie die Abflüsse der Gérine und der Glâne unterhalb der Restwasserstrecke sind in den Daten enthalten. Der graue Balken zeigt die Bauzeit des Rossens Staudamms.

Den Spitzenabfluss seit Messbeginn verzeichnete die Station Fribourg am 22.08.2005 mit $750 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, was einem HQ115 entspricht (Tabelle 7; Abbildung 9). Die Mittelwerte der jährlichen Maximalabflüsse bewegten sich zwischen $150.3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ am Ende der Untersuchungsperiode (2008 – 2013) und $429.7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ vor dem Staudammbau (1928 – 1943). Die minimalen Tagesmittelwerte blieben über die gesamte Untersuchungsperiode relativ konstant ($4.0 - 7.0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$).

Zwischen 1928 und 1952 blieben die Anzahl bettbildender Ereignisse (HQ2) mit etwa einem Ereignis pro Jahr konstant (Tabelle 7; Abbildung 9). Wobei vier der acht HQ2 Ereignisse und eines der zwei gerinnebildenden Ereignisse ($\geq \text{HQ10}$) der Periode von 1944 bis 1952 vor Vollendung des Staudamms stattfanden. Nach 1952 nahm die Anzahl HQ2 und HQ10 Ereignisse ab, mit Ausnahmen der Periode von 1969 bis 1981 als die Ereignisse pro Jahr wieder ähnlich hoch waren, wie zwischen 1944 und 1952. Die Periode 2008 bis 2013 verzeichnete kein einziges HQ2 und HQ10 Ereignis mehr, wobei dies auch die kürzeste Zeitperiode war (Tabelle 7; Abbildung 9). Der mittlere jährliche Hochwasserabfluss (MHQ_r) für die Referenzperiode vor dem Staudammbau (1911 – 1943) beträgt $272.4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, woraus ein Hochwasserswellenwert Q^* von $163.4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ resultiert.

Tabelle 7: Hochwasserkennzahlen für die Station Fribourg seit Messbeginn 1911 bis 2013. DS=Durchschnitt.

Parameter	1928-43	1944-52	1953-68	1969-81	1982-93	1994-2007	2008-13
Qmax [m³·s⁻¹]	702.0	725.0	495.0	547.1	359.8	750.0	171.5
DS von Qmax [m³·s⁻¹]	429.7	423.1	295.0	330.8	246.4	297.0	150.3
Anz. HQ2	15	8	9	10	4	5	0
HQ2 / Jahr	1.0	0.9	0.6	0.8	0.3	0.4	0.0
Anz. HQ10	5	2	1	2	0	2	0
HQ10 / Jahr	0.3	0.2	0.1	0.2	0.0	0.1	0.0
Qmax Tagesmittelwerte [m³·s⁻¹]	544	535	324	384.9	264.2	427.8	139.2
Qmin Tagesmittelwerte [m³·s⁻¹]	5.0	5.1	6.1	4.5	7.0	4.2	4.0

3.4.2 Sense

Das statistische 2-jährliche Hochwasser (HQ2) liegt bei der Sense bei 146 m³·s⁻¹ und das HQ10 bei 244 m³·s⁻¹ (Periode 1928 – 2016) (BAFU, 2017d) (Abbildung 10).

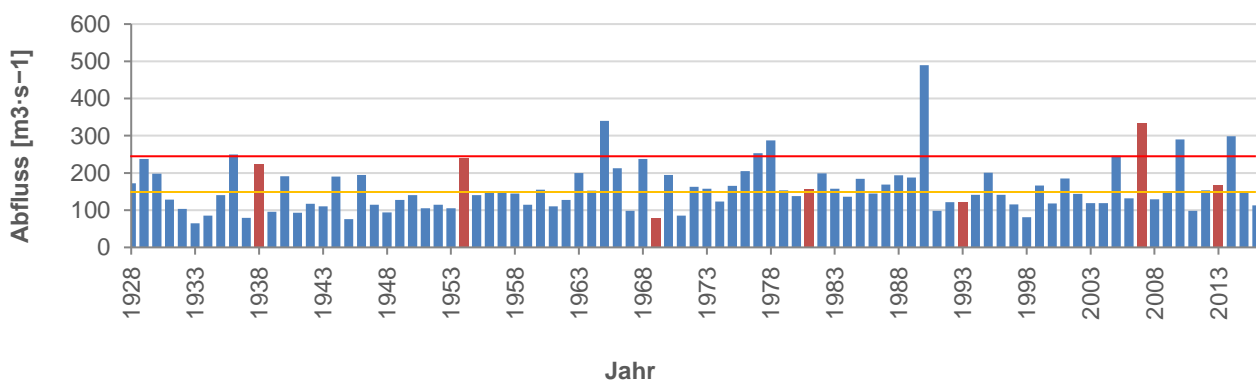


Abbildung 10: Jährliche Höchstabflüsse der Sense in m³·s⁻¹ für die hydrologische Messstation Thörishaus von Anfang 1928 bis Ende 2016. Horizontale rote Linie = Hochwasser mit einer statistische Wiederkehrperiode von 10 Jahren. Orange Linie = eines mit 2 Jahren. Rote Balken = Abflüsse der Jahre mit Luftbildaufnahmen. Abflussmenge des Schwarzwassers unterhalb des Untersuchungsgebiets ist in den Daten enthalten.

Der höchste Abfluss wurde in der Periode von 1982 bis 1993 verzeichnet, genauer am 29.07.1990 und hatte eine Spitze von 489.2 m³·s⁻¹, was einem > HQ150 entspricht (Tabelle 8; Abbildung 10). Die Mittelwerte der Jahreshochwasser bewegten sich zwischen 131.9 (Periode 1939 – 1954) und 183.6 m³·s⁻¹ (Periode 1982 – 1993). Die minimalen Tagesmittelwerte blieben über die gesamte Untersuchungsperiode relativ konstant (0.8 – 1.5 m³ s⁻¹). Die Anzahl der Hochwasserereignisse (≥ HQ2 und ≥ HQ10) blieb im Gegensatz zur Sarine über die gesamte Untersuchungsperiode relativ stabil und schwankten zwischen ein Minimum von 0.3 HQ2 und 0 HQ10 Ereignisse pro Jahr

(1939 – 1954) und ein Maximum von 0.8 HQ2 und 0.2 HQ10 Ereignisse pro Jahr (1970 – 1981 bzw. 2008 – 2013). Der mittlere jährliche Hochwasserabfluss (MHQ) und der Hochwasserschwellenwert (Q^*) für die Zeitperiode (1928 – 2016) liegen bei 71.1 m³/s bzw. 42.7 m³/s.

Tabelle 8: Hochwasserkennzahlen für die Station Thörishaus seit Messbeginn 1928 bis 2013. DS=Durchschnitt.

Parameter	1928-38	1939-54	1955-69	1970-81	1982-93	1994-2007	2008-2013
Qmax [m³·s⁻¹]	250.0	240.0	340.0	287.7	489.2	333.4	290.4
DS von Qmax [m³·s⁻¹]	153.0	131.9	160.8	173.6	183.6	160.1	164.3
Anz. HQ2	5	4	8	9	7	5	4
HQ2 / Jahr	0.5	0.3	0.5	0.8	0.6	0.4	0.7
Anz. HQ10	1	0	1	2	1	2	1
HQ10 / Jahr	0.1	0.0	0.1	0.2	0.1	0.1	0.2
Qmax Tagesmittelwerte [m³·s⁻¹]	109	134	114	127	89.8	147.2	101.6
Qmin Tagesmittelwerte [m³·s⁻¹]	1.2	0.8	1.2	0.8	1.4	1.1	1.5

4 Diskussion

4.1 Sarine

Durch den Bau des Rossens Staudamms hat die Sarine eine bedeutende Veränderung des Abflussregimes erfahren. Die direkt unterhalb des Damms beginnende Restwasserstrecke führt heute nur noch einen Bruchteil des Wassers verglichen mit vor dem Eingriff (BAFU, 2017d). Dank historischen Luftbildern, die bis in die Zeit vor dem Dammbau zurückreichen, bot sich die Möglichkeit die Auswirkungen der Wasserkraftnutzung auf die langfristige Habitatdynamik in der Restwasserstrecke zu untersuchen.

Die Auswertung der Luftbilder zeigte, dass der Anteil der offenen Sand- und Kiesflächen vor dem Dammbau etwa 19 % der gesamten Untersuchungsfläche betrug und während der Untersuchungsperiode (1943 – 2013) rund 95% der ursprünglichen Fläche verschwand. Dies dürfte vor allem mit dem durch den Staudamm zurückgehaltenen Geschiebe begründet werden. Sand- und Kiesflächen sind typische und ökologisch sehr wertvolle Auenlebensräume im dynamischen Gerinnebereich und werden bei \geq HQ2 häufig überflutet und umgelagert. Auf ihnen wachsen nur vereinzelt (einjährige) Pionierpflanzen, denn im Normalfall verhindern Hochwasser mit unterschiedlicher Dauer und Häufigkeit, insbesondere während der Keimungsphase, dass sich ein dichter Vegetationsbestand ausbildet. Sie bieten potentielle Bruthabitate für den Flussregenpfeifer und sind in flachen Uferbereich für viele Fischlarven ein geeigneter Lebensraum (rivermanagement.ch, 2017).

Die Restwasserstrecke der Sarine wies während der gesamten Untersuchungsperiode einen Habitat turnover von rund 40 % auf. Dies ist tiefer als eine ebenfalls von Wasserentnahme betroffene Flussaue am Urbach (Kt. BE), welche über die gleiche Zeit einen Habitat turnover von 48 % aufwies (Doering et al., 2012). Hierbei muss berücksichtigt werden, dass es sich dabei um eine alpine Flussaue handelt, welche durch ein glazial-nivales Abflussregime geprägt ist. Niederschläge und Schneeschmelze führen dort zu häufigen Fluten und starken Expansions- und Kontraktionsdynamiken im Flussbett (Doering et al., 2012).

Schon 20 Jahren nach Ende des Staudammbaus lag der relative Anteil der offenen Sand- und Kiesflächen bei nur noch rund 5 %. Im Gegensatz dazu nahm der relative Anteil der bewachsenen Sand- und Kiesflächen sowie der (Auen)waldfläche zwischen 1943 und 1968 um 7 % bzw. 6 % zu. Entsprechend hoch sind auch die Habitatänderungsraten (Habitat turnover) in den ersten zwei Perioden (1943-52: 19 %, 1952-68: 26 %). Der Anstieg der aktiven Auenfläche sowie der Habitatdiversität im ersten Zeitabschnitt dürften auf das Hochwasser (\geq HQ100) mit $725 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ vom 24.11.1944 zurückzuführen sein.

Zwischen 1952 und 1968 sind die Hälfte der Kiesflächen mit Vegetation bewachsen worden, rund 1/3 wurde zu Wald. In dieser Phase konnte der Wald insgesamt die höchsten Wachstumsraten verzeichnen (+8.3 %). Der steigende Waldanteil deutet darauf hin, dass sich das Habitatmosaik aufgrund des reduzierten Abflusses zu Gunsten von dauerhaften, terrestrischen Habitattypen gewandelt hat (Gurnell, Bertoldi & Corenblit, 2012). Diese Entwicklung konnte in verschiedenen Studien mit einem veränderten Abflussregime, insbesondere nach einem Dammbau bestätigt werden (Dixon et al., 2012; González et al., 2010; Merritt & Cooper, 2000). Dass die Sukzession sich fortsetzen konnte, zeigte sich auch an der negativen Korrelation zwischen den offenen Kiesflächen gegenüber den bewachsenen Kiesflächen, dem Wald, sowie der Inseln ($KOR < -0.52$) (Anhang 2). Hinzu kommt, dass während dieser Periode kein gerinnebildendes Hochwasser in der Grössenordnung eines HQ10 ($>461 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) aufgetreten ist. Jenes im Jahr 1968 mit $495 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ fand erst nach der Luftbilddaufnahme statt. Die neun HQ2 ($>262 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) während dieser Zeit reichten offensichtlich nicht aus, um eine Erosion der Vegetation auszulösen. Die fortschreitende Verlandung und Sukzession schlägt sich auch negativ in der Diversität und Gleichheit der Habitat Patches sowie der Ausdehnung der aktiven Auenfläche nieder. Die aktive Auenfläche sank von 69 auf 53 ha bzw. von 91 auf 69 % relativen Anteils an der maximal aktiven Auenfläche. Der SDI, ein relatives Mass für Patch-Diversität (Rempel et al., 2012) nahm von 1.40 auf 1.29 ab. Die Patchvielfalt blieb zwar gleich, die proportionale Verteilung wurde jedoch unausgeglichener. Der Evenness Index, der die Gleichmässigkeit der Patchverteilung angibt, sank im gleichen Zeitraum von 0.68 auf 0.62. Garófano-Gómez et al. (2013) beobachteten bei ihrer Studie am Mijares (ES), der auch von Wasserkraftnutzung beeinträchtigt ist, gleiches Phänomen. Während kurz nach dem Dammbau mehr Habitat Patches mit einer ähnlichen Grösse vorherrschten, sank danach allmählich deren Anzahl und es dominierten immer stärker einzelne Habitattypen, welche jedoch ungleichmässiger verteilt waren.

Auch nach 1968 gingen die offenen Kiesflächen weiterhin kontinuierlich zurück, allerdings deutlich langsamer. Eine gewisse Stabilisierung stellte sich erst 1993 ein. Gleichzeitig schwanden mehr und mehr auch bewachsene Kiesflächen zu Gunsten der Waldfläche, dies insbesondere bis 1981. Die Erneuerung von Habitaten ging weiterhin zurück, was sich in sinkenden Turnover-Raten äussert (1968 – 81: 18 %, 1981 – 93: 14 %). Dieser Rückgang sowie der grosse Anteil an stabilen Flächen ist höchstwahrscheinlich eine Folge der reduzierten Abflussdynamik durch den Bau des Staudamms, welcher zu einer deutlichen Abnahme bettbildender ($\geq \text{HQ2}$) und gerinnebildender Hochwasser ($\geq \text{HQ10}$) geführt hat. So nahmen die $\geq \text{HQ2}$ von 0.9 / Jahr vor dem Staudammbau auf 0.6 / Jahr (1953-68) und die $\geq \text{HQ10}$ von 0.3 / Jahr auf 0.1 / Jahr (1953-68) ab. Nach 1981 gingen die Hochwasserereignisse sogar noch weiter zurück ($\geq \text{HQ2}$: 0.3 / Jahr; $\geq \text{HQ10}$: 0 / Jahr). Nebst dem sinkenden Habitat turnover hat sich auch die Habitatdiversität weiter verschlechtert und die aktive Auenfläche nahm zusätzlich ab.

Ab 1993 ist eine gewisse Konsolidierung der Habitatanteile festzustellen. Die Waldflächen haben sich bei etwa 67 %, die offenen Kiesflächen bei 4 % und die Inseln bei 3 % eingependelt. Dies lässt sich auch am Habitat turnover erkennen, der von 1993 – 2007 nur noch 12 % und von 2007 – 13 sogar nur noch 7 % betrug. Eine Stagnation ist auch bei der Komplexität des Gerinnes und der Habitatdiversität zu erkennen, welche, wie es scheint, einen Gleichgewichtszustand erreicht haben.

Am 22.08.2005 wurde bei der Messstation Fribourg das grösste Hochwasser seit Messbeginn verzeichnet mit einer Abflussspitze von $750 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Die Effekte davon lassen sich jedoch kaum in den Habitatanteilen ablesen. Scheinbar war die Vegetation bereits zu stark etabliert (Verwurzelung), sodass das Hochwasser diese nicht roden und keine Umlagerung von Geschiebe stattfinden konnte. Unter Umständen war auch die Zeitdauer vom Hochwasser bis zur Luftbildaufnahme 2007 zu lang gewesen, was dazu führte, dass sich die Vegetation davon wieder erholen konnte oder das Hochwasser hatte schlicht zu wenig lange angedauert um die Sohle aufzureissen und morphologische Veränderungen hervorzurufen. Die Grösse von Hochwasserspitzen ist auch ökologisch gesehen weniger relevant als deren Häufigkeit (Pfaundler et al., 2011).

Inseln kommen in natürlichen Flusssystemen häufig vor, gehören aber zu den ersten Lebensräumen, welche normalerweise bei Eingriffen ins Abflussregime verschwinden. Sie sind deshalb als Indikatoren für ein verändertes Abflussregime geeignet (Doering et al., 2013; Gurnell et al., 2001). Interessanterweise sind aber an der Sarine die Gesamtfläche der Inselhabitate und auch deren Anzahl über die Jahre stetig angewachsen. Ein Grund für diese Entwicklung kann die zunehmende Sukzession sein, welche zuvor gar nicht oder nur spärlich bewachsene, von Wasser umgeben Kiesbänke, in Inseln verwandelt hat. Inseln können auch durch Deposition von Totholz und Sediment und anschliessender Sukzession entstanden sein (Gurnell et al., 2001). Ein Abspalten von Waldflächen durch den Fluss, welche zu Inseln wurden, konnte an der Sarine im Gegensatz zu natürlichen Fliessgewässern, wie dem Tagliamento (Arscott et al., 2002) kaum festgestellt werden.

4.2 Sense

Die Vielfalt von aquatischen und terrestrischen Auenhabitaten wird unter anderem durch die Variabilität im Abflussregime beeinflusst. Dieses wiederum steuert die Lebensraumverteilung und -veränderung (Whited et al., 2007). Das komplexe biophysikalische System von natürlichen Fliessgewässern wird häufig als Shifting Habitat Steady State Concept (SHSSC) beschrieben (Arscott et al., 2002; Stanford et al., 2005; Van Der Nat, Tockner, Edwards, Ward & Gurnell, 2003). Es besagt, dass die relativen Anteile der Habitattypen in Fliessgewässern mit natürlichen Abflussregimen trotz der hohen Dynamik praktisch konstant bleiben (Stanford, Lorang & Hauer,

2005). Dieses Phänomen konnte auch in Studien von naturnahen Fließgewässersystemen in Europa (Tagliamento, NW IT) (Arscott et al., 2002; Van Der Nat et al., 2003; Zanoni et al., 2008) und den Vereinigten Staaten (Nyack-River, NW Montana USA) (Whited et al., 2007) nachgewiesen werden. Für die Sense, ebenfalls ein naturnahes Fließgewässer ohne Abflussbeeinträchtigung, wurde überprüft, ob das Konzept auch zutrifft. Auf den ersten Blick scheint das SHSSC nicht bestätigt zu werden, da die Anteile der Habitattypen starken Veränderungen unterworfen sind. Betrachtet man jedoch nur die Habitate der aktiven Aue (offene und bewachsene Sand- und Kiesflächen, Inseln und Wasser), zeigt sich ein etwas differenzierteres Bild: So ist der relative Anteil der aktiven Auenfläche in der ersten Phase von 1938 bis 1954 von 47 % auf 39 % gesunken, anschliessend hat er sich jedoch mit Anteilen von 33 % bis 39 % ausgesprochen stabil verhalten. Der Rückgang der aktiven Auenfläche ging zu Gunsten der Waldflächen. Dies könnte mit dem Bau von Hochwasserschutzbauten, die auf dem Luftbild vom 1954 deutlich zu sehen sind und die laterale Dynamik eingeschränkt haben, erklärt werden. Die anschliessende relative Stabilität bei der aktiven Auenfläche lässt den Schluss zu, dass das Shifting Habitat Steady State Concept zumindest zum Teil auch auf die Sense übertragen werden kann und dass die Habitatanteile sich zumeist innerhalb der aktiven Auenhabitate verschieben, getrieben durch die naturnahe Abfluss- und Geschiebedynamik.

Bis 1969 sind die offenen Kiesflächen wieder grösser geworden, während die bewachsenen zurückgegangen sind. Dies lässt sich darauf zurückführen, dass wieder vermehrt mittlere bis grosse Hochwasser aufgetreten sind. Offenbar konnte dadurch auch verhindert werden, dass sich die Waldfläche vergrösserte. Die Diversität und Gleichheit der einzelnen Habitat Patches ist indes praktisch konstant geblieben.

In der folgenden Phase bis 1993 ist der Waldanteil erneut stark angestiegen von 40 % auf 49 %. Gleichzeitig sind viele landwirtschaftliche Ackerflächen zurückgegangen, was auf eine Nutzungsaufgabe und Rükeroberung der Flächen durch den Wald hindeuten könnte. Waldflächen bilden meist grössere Habitat Patches und ihre Verteilung ist eher monoton. Dies hat dazu geführt, dass sich der SDI und SEI in dieser Phase rückläufig entwickelt haben. Die negative Korrelation zwischen Wald und Diversitätsindizes hat sich bereits bei der Sarine gezeigt (Anhang 2).

Bis 2007 ist die Waldfläche von 49 % auf 47 % gesunken. Gleichzeitig sind bei den offenen und bewachsenen Kiesflächen wieder grössere Anteilsverschiebungen zu erkennen. Am 08.08.2007 ist ein grosses Hochwasser mit einer Spitze von $333.4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ aufgetreten. Dies war kurz bevor die Luftbildaufnahmen in diesem Abschnitt gemacht wurden. Offensichtlich kann dieses Hochwasser für den Zuwachs an offenen Sand- und Kiesflächen verantwortlich gemacht werden.

Die letzte Phase bis 2013 war von einem starken Rückgang der offenen Kiesflächen und gleichzeitig einer starken Zunahme der bewachsenen Kiesflächen gekennzeichnet. Die natürliche

Sukzession konnte sich fortsetzen. Dies mag eher erstaunen, da dies der kürzeste Zeitabschnitt ist und es nicht weniger Hochwasserereignisse gab als im langjährigen Schnitt.

Natürliche Flusssysteme und ihre Habitate durchlaufen meist eine Abfolge von Sukzessionsstufen hin zu einem Gleichgewichtszustand, welcher durch die limitierenden biotischen und abiotischen Faktoren gegeben ist (z.B. Klima, Höhenlage, hydrologisches Regime) (Bravard, Amoros & Pautou, 1986 gefunden in Hohensinner et al., 2005). Dies ist z.B. bei den (Auen)wäldern an der Sense zu erkennen. Andere Habitate, wie die offenen und bewachsenen Sand- und Kiesflächen sind eher in einem dynamischen Gleichgewicht, bedingt durch die Störungen von Hochwasserereignissen. Allgemein lässt sich während der gesamten Untersuchungsperiode kein klarer Zu- oder Abnahmetrend dieser beiden Habitattypen erkennen. Die Anteile variieren von Zeitabschnitt zu Zeitabschnitt stark (offene Kiesflächen $SD=5.0\%$; bewachsene Kiesflächen $SD=3.5\%$). Verglichen mit dem Nyack river (NW Montana, USA), welcher $SD=4.7\%$ bzw. $SD=5.6\%$ aufwies (Whited et al., 2007), waren die Schwankungen ähnlich ausgeprägt und lassen sich, mindestens teilweise, mit den Abflussdaten erklären. In den Perioden mit zunehmender Anzahl bettbildender ($\geq HQ2$) und gerinnebildender Abflüsse ($\geq HQ10$) nahm auch der Anteil an offenen Kiesflächen tendenziell zu und der Anteil an bewachsenen Kiesflächen ab. Einzig in der Periode 1993 – 2007 nahm die Anzahl $\geq HQ2$ Ereignisse ab aber der Anteil an offenen Kiesflächen nahm stark zu. Dies scheint, wie bereits angesprochen auf das grosse Hochwasser vom 08.08.2007 zurückzuführen zu sein. Es fällt auch auf, dass die beiden Habitattypen einen entgegengesetzten Trend zeigen, obwohl ihre totalen Anteile über die gesamte Untersuchungsperiode relativ konstant blieben. Dies deutet wieder auf das SHSSC hin.

Der Habitat turnover bewegte sich an der Sense über die gesamte Untersuchungsperiode zwischen 43 und 61 %. Rasche und häufige Habitatänderungen werden in natürlichen Flusssystemen durch die hydrologischen Störungen (Hochwasser) ausgelöst (Stanford, Lorang & Hauer, 2005). 92 % der Habitatflächen haben min. einmal eine Änderung erfahren, 18 % mehr als 5 Mal. Dies ist häufiger als an der Nyack Aue (NW Montana, USA), welche nur 70 % bzw. 25 % aufwies in rund 60 Jahren (Whited et al., 2007).

4.3 Gemeinsamkeiten und Unterschiede

Wie in der Restwasserstrecke der Sarine hat auch an der Sense der Waldanteil in der Untersuchungsperiode von 1938 bis 2013 stark zugenommen von 31 % auf 46 %. Eine Studie aus England (Dane River) hat ebenfalls die Vegetationsentwicklung einer unregulierten Aue anhand von Luftbildern untersucht und einen zunehmenden Waldanteil festgestellt. Die Autoren führen den Anstieg auf den Schutz der Auenwälder vor Rinderverbiss durch Zäune zurück (Hooke & Chen, 2016). An der Sense ist eine solche Erklärung jedoch nicht zutreffend. Wahrscheinlich aber haben, nebst der natürlichen Sukzession, die Aufgabe von Landwirtschaftsland sowie forstwirtschaftliche

Gründe und Hochwasserschutzbauten sowie Ufersicherungen zur Ausbreitung der Waldflächen beigetragen. Eine weitere Gemeinsamkeit ist die Abnahme von offenen Sand- und Kiesbänken. Bei der Sarine ist sie jedoch deutlich ausgeprägter und direkt auf den reduzierten Abfluss und die fehlende Geschiebedynamik zurückzuführen. An der Sense hingegen spielen sowohl die natürliche Sukzession, allenfalls der Bau von Hochwasserschutzbauten vor 1954, als auch die annuelle Variabilität eine Rolle. Die Habitatdiversität, (SDI und SEI) war an der Sarine vor und kurz nach dem Staudambau (bis 1952) am grössten, nahm dann aber kontinuierlich ab. Auch hier ist der Rückgang direkt auf die Abnahme der Abfluss- und Geschiebedynamik zurückzuführen. An der Sense ist die Habitatdiversität generell höher als an der Sarine, nahm aber über die Untersuchungsperiode ebenfalls ab, wenn auch weniger deutlich als an der Sarine.

Im Gegensatz zur Sarine, wo das Total der offenen und bewachsenen Sand- und Kiesflächen über die gesamte Untersuchungsperiode relativ kontinuierlich zurück ging, blieb es an der Sense, mit Ausnahme von 1938 – 52, relativ stabil. Das gleiche gilt auch für die gesamte aktive Auenfläche (d.h. mit Inseln und Wasser). Ein weiterer Unterschied ist beim Anteil der Inseln zu erkennen. In der Sarine haben die Inseln tendenziell zugenommen, bei der Sense abgenommen. Ein Grund für die Zunahme an der Sarine könnte die zunehmende Sukzession sein, welche zuvor gar nicht oder nur spärlich bewachsene, von Wasser umgeben Kiesbänke, in Inseln verwandelt hat. Weshalb der Anteil an der Sense hingegen abgenommen hat, obwohl Inseln typische Habitate ungestörter Auen sind, bleibt unklar. Der grösste Unterschied ist aber beim Habitat turnover zu erkennen. An der Sarine verzeichnete über die Hälfte aller Habitatflächen (60 %) keine Veränderung und die seltener gewordenen Hochwasser sowie die fehlende Dynamik führten zu stetig sinkendem Habitat turnover. Im naturnahen Regime der Sense blieben hingegen nur 8 % der Habitatflächen unverändert und auch der Habitat turnover blieb, annuelle Schwankungen ausgeschlossen, relativ stabil.

4.4 Fazit

Die eingangs formulierte Hypothese H(i), dass die Habitatvielfalt an der Restwasserstrecke der Sarine seit dem Bau des Staudamms abgenommen hat, konnte anhand der Shannon's Diversity und Evenness Indizes bestätigt werden. Die grössten Rückgangsraten wurden zwischen 1952 und 1993 verzeichnet. Danach blieb die Habitatdiversität stabil. In allen Jahrgängen kamen sämtliche Habitattypen vor, einzig deren Gleichmässigkeit und Verteilung variierten. Wie vermutet, sind Sand- und Kiesflächen zurückgegangen, während der Waldanteil gewachsen ist. Die Veränderungen sind direkt auf das reduzierte Abfluss- und Geschieberegime und die ausbleibende Dynamik zurückzuführen.

Die zweite Hypothese H(ii) besagte, dass die relativen Habitatanteile der Sense nach dem Shifting Habitat Steady State Concept über die Jahre konstant geblieben sind. Auf alle Habitattypen

bezogen kann dies nicht bestätigt werden. Dafür sind die Habitatverschiebungen zu gross. Allerdings bezogen auf das Total der offenen und bewachsenen Kiesflächen sowie auf die gesamte aktive Auenfläche trifft das SHSSC durchaus zu.

Bei der dritten Hypothese H(iii) wurde eine stabile Entwicklung der ökomorphologischen Indikatoren Braid Channel Ratio und Uferlänge sowie eine Abnahme der Wasserspiegelbreitenvariabilität vorausgesagt. Das Braid Channel Ratio blieb, abgesehen von einem Ausreisser 1952, stabil und auch relativ tief (1.11 – 1.38). Die Werte lagen damit nur leicht höher als jene eines kanalisierten Flusssystem (Arscott et al., 2002). Ein ähnliches Muster ist bei der Uferlänge zu erkennen. Da die Restwasserstrecke der Sarine durch die Canyon-Felswände begrenzt und damit ein „canyon constrained reach“ (Ward et al., 2002) darstellt, ist die Tendenz zu Verästelungen und somit auch einer langen Uferlinie natürlicherweise limitiert. Es kommt hinzu, dass sie von Natur aus ein mäandrierendes Flusssystem ist, was durch den Sinuosity-Index von rund 2.7 bestätigt wird. Die Wasserspiegelbreitenvariabilität war zwar vor und kurz nach dem Dammbau am grössten, nach 1968 blieb sie allerdings auf ähnlichem Niveau. Auf die Restwasserstrecke der Sarine bezogen, weisen diese drei Indikatoren, wie auch die Diversitätsindizes, alle auf ein verändertes Abflussregime mit einer Verzögerung von circa 20 Jahren hin. Sie begeben sich aber rascher wieder in einen Gleichgewichtszustand als die Diversitätsindizes. Es ist möglich, dass diese Indizes auch auf andere Stressoren negativ reagieren, was in weiteren Untersuchungen abzuklären wäre.

Auch allgemein kann festgestellt werden, dass das Restwasserregime der Sarine erst mit einer gewissen Verzögerung auf den Bau des Rossens Staudamms reagiert hat. Es zeigt in den ersten Jahren nach dem Dammbau eine gewisse Resilienz (Fähigkeit Störungen standzuhalten), kippt aber dann ziemlich rasch und zeigt danach aufgrund des geringen Basisabflusses, der selteneren Hochwasserabflüssen, des stark reduzierten Geschiebenachschubs und der mangelnden Dynamik einen ständigen Abwärtstrend beim Habitat turnover und der Diversität. Ab 1993 ist eine Stabilisierung des Fliessgewässersystems zu erkennen. Wie es scheint, sind heutzutage auch sehr grosse Hochwasser wie dieses im Jahr 2005 ($750 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) nicht mehr in der Lage, die etablierte Vegetation zu roden und neue Kiesflächen durch Erosion und Deposition zu bilden.

4.5 Ausblick

Die nachhaltige Bewirtschaftung von Auengebieten an regulierten Flüssen erfordert die Wiederherstellung einiger natürlicher Elemente des Abfluss- und Geschieberegimes, wie z.B. die Einführung von Mindestrestwassermengen (Richter et al., 2012). Das Ziel von künftigen Renaturierungen muss sein, wieder mehr Dynamik im Gewässer zuzulassen und es so den naturnahen Verhältnissen weitest möglich anzugleichen. Angestrebt wird ein naturnaher

Gewässerzustand, welcher jedoch grossräumige und irreversible Einflüsse des Menschen (Kulturlandschaft) einschliesst (Pfaundler et al., 2011).

Die in vorliegender Studie erhobenen Langzeitdaten können in Zukunft als wichtige Referenz und Grundlage für weitere Forschungen im Bereich Auenmanagement, z.B. für weitere Analysen der aktiven Aue, dienen und auch bei kantonalen und nationalen Behörden sowie Gewässermanagern für die Bildung und Anwendung von wirkungsvollen Indikatoren zur Beurteilung bestehender Defizite, der Planung von Sanierungsmassnahmen und der Erfolgskontrolle von Geschiebe- und Restwassersanierungen Anwendung finden.

Künftig wird wichtig sein, den Geschiebehaushalt in Flusssystemen vermehrt zu berücksichtigen, um morphologische Auswirkungen von geschiebeführenden Hochwassern auf Auenhabitate genauer vorherzusagen (Doering et al., 2013) und Konzepte für ein Langzeitmonitoring auszuarbeiten. Eine Vorstudie von Jaeggi und Hunziker (2002), welche sich mit der Sanierung des Geschiebehaushalts der Sarine Restwasserstrecke auseinandergesetzt hat, schlug verschiedene mögliche Sanierungsvarianten vor:

- Kiesschüttungen am Fuss des Staudamms (min. 3000 m³ pro Jahr)
- Erhöhung des Maximalabflusses, kompensiert durch eine verkürzte Dauer des Abflusses
- Öffnung von Altarmen
- Kiesbanksäuberungen und Erdarbeiten
- Angepasstes Forstmanagement

Weiter denkbar ist die dynamische Anpassung der Restwasserabgabe (dynamisches Hochwasserregime). Anhand des Gebirgsbachs Spöl (Kt. GR), wo seit dem Jahr 2000 alljährlich solche künstlichen Hochwasser durchgeführt werden, konnte nachgewiesen werden, dass sich die Ökologie wesentlich verbessert und das Betriebsregime zudem ohne ökonomische Verluste in der Stromproduktion gefahren werden kann (Robinson, 2012). Eine Ausweitung ähnlicher Untersuchungen auf andere Auensysteme, welche ebenfalls von den Auswirkungen der Wasserkraft betroffen sind, würde weitere wertvolle Erkenntnisse liefern. Im Rahmen des Projektes HyApp wurde im September 2016 an der Sarine bereits ein künstliches Hochwasser ausgelöst, um unter anderem die Mobilisierung von Kiesschüttungen zu untersuchen. Die Ergebnisse sind allerdings noch ausstehend, werden aber bestimmt zu einem breiteren Verständnis der Morpho- und Geschiebedynamik beitragen.

Meist ist es eine Kombination von verschiedenen Renaturierungsmassnahmen, wie z.B. Kiesschüttungen zur Erhöhung der Geschiebefracht und gleichzeitige Einrichtung eines künstlichen Hochwasserregimes, sowie die Öffnung von Altarmen und Rodung von etablierter Vegetation, welche am erfolgversprechendsten sind und in der Praxis angewandt werden.

Egal, welche Renaturierungsmassnahmen schlussendlich umgesetzt werden, gesucht sind Lösungen, die auf die spezifischen Verhältnisse des Gewässers abgestimmt sind und sich im Einvernehmen mit den Kraftwerksbetreibern und aller Interessenvertretern umsetzen lassen. Denn die Schweiz braucht eine konkurrenzfähige und rentable Wasserkraft, dies vor allem auch im Hinblick auf die Umsetzung der Energiestrategie 2050 und den Herausforderungen des Klimawandels.

5 Literaturverzeichnis

- Amt für Umwelt AfU. (2015). Monitoring de la Glâne - Kampagne 2012 - Diagnose und Verbesserungsvorschläge. Sektion Gewässerschutz.
- Amt für Umwelt AfU. (2016). Monitoring Ärgera - Kampagne 2013 - Diagnose und Verbesserungsvorschläge. Sektion Gewässerschutz.
- Arcott, D. B., Tockner, K., Nat, D. van der & Ward, J. V. (2002). Aquatic Habitat Dynamics along a Braided Alpine River Ecosystem (Tagliamento River, Northeast Italy). *Ecosystems*, 5 (8), S. 802–814.
- Verordnung über den Schutz der Auengebiete von nationaler Bedeutung (Auenverordnung). (28. Oktober 1992). SR 451.31 (Stand am 1. Januar 2008).
- BAFU. (2017a). Topographische Einzugsgebiete der Schweizer Gewässer: Teileinzugsgebiete 2km2. Abgerufen am 16. Juni 2017 von https://api3.geo.admin.ch/rest/services/bafu/MapServer/ch.bafu.wasser-teileinzugsgebiete_2/81673/extendedHTMLPopup?lang=de
- BAFU. (2017b). Topographische Einzugsgebiete der Schweizer Gewässer: Teileinzugsgebiete 2km2. Abgerufen am 16. Juni 2017 von https://api3.geo.admin.ch/rest/services/bafu/MapServer/ch.bafu.wasser-teileinzugsgebiete_2/54206/extendedHTMLPopup?lang=de
- BAFU. (2017c). Sense - Geologie, BAFU. Abgerufen am 15. Juni 2017 von https://www.hydrodaten.admin.ch/lhg/sdi/hug/kg/2179_GE.PDF
- BAFU. (2017d). Hydrologische Daten und Vorhersagen.
- BFE. (2013). *Perspektiven für die Grosswasserkraft in der Schweiz*. Bern: Bundesamt für Energie BFE.
- BFE. (2017). *Schweizerische Elektrizitätsstatistik 2016*. Bern: Bundesamt für Energie BFE.
- Bravard, J. P., Amoros, C. & Pautou, G. (1986). Impacts of civil engineering works on the succession of communities in a fluvial system: a methodological and predictive approach to a section on the Rhone River. *Oikos*, 47, S. 92–111.
- Bruder, A., Tonolla, D., Schweizer, S. P., Vollenweider, S., Langhans, S. D. & Wüest, A. (2016). A conceptual framework for hydropeaking mitigation. *Science of The Total Environment*, 568, S. 1204–1212.
- Bruno, M. C., Siviglia, A., Carolli, M. & Maiolini, B. (2013). Multiple drift responses of benthic invertebrates to interacting hydropeaking and thermopeaking waves. *Ecohydrology*, 6 (4), S. 511–522.

- Dixon, M. D., Johnson, W. C., Scott, M. L., Bowen, D. E. & Rabbe, L. A. (2012). Dynamics of Plains Cottonwood (*Populus deltoides*) Forests and Historical Landscape Change along Unchannelized Segments of the Missouri River, USA. *Environmental Management*, 49 (5), S. 990–1008.
- Doering, M., Blaurock, M. & Robinson, C. T. (2012). Landscape transformation of an Alpine floodplain influenced by humans: historical analyses from aerial images: LANDSCAPE TRANSFORMATION OF AN ALPINE FLOODPLAIN. *Hydrological Processes*, 26 (22), S. 3319–3326.
- Doering, M., Schweizer, S., Blaurock, M., Oppliger, S., Fuchs, M. & Robinson, C. T. (2013). Hydroökologie und nachhaltiges Auenmanagement - Die Sandey-Aue als Modellökosystem für eine Konzeptstudie. *Wasser Energie Luft*, 105 (1), S. 10–19.
- Dubler, A.-M. (2012, Juni 21). Saane (Fluss). Abgerufen am 16. Juni 2017 von <http://www.hls-dhs-dss.ch/textes/d/D8754.php>
- Friend, P. F. & Sinha, R. (1993). Braiding and meandering parameters. *Geological Society, London, Special Publications*, 75 (1), S. 105–111.
- Garófano-Gómez, V., Martínez-Capel, F., Bertoldi, W., Gurnell, A., Estornell, J. & Segura-Beltran, F. (2013). Six decades of changes in the riparian corridor of a Mediterranean river: a synthetic analysis based on historical data sources. *Ecohydrology*, 6 (4), S. 536–553.
- González, E., González-Sanchis, M., Cabezas, Á., Comín, F. A. & Muller, E. (2010). Recent Changes in the Riparian Forest of a Large Regulated Mediterranean River: Implications for Management. *Environmental Management*, 45 (4), S. 669–681.
- Groupe-e. (2006). Guide technique des aménagements hydroélectriques Retenue de Rossens.
- Groupe-e. (2016). Barrage de Rossens. Einige technische Daten. *Groupe-e.ch*. Abgerufen am 25. Juni 2017 von <http://100.groupe-e.ch/upload/Panneaux%20Rossens.pdf>
- Groupe-e. (2017). Schriftliche Mitteilung.
- Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer (Gewässerschutzgesetz, GSchG). (24. Januar 1991). SR 814.20 (Stand am 1. Januar 2017).
- Gewässerschutzverordnung (GSchV) (28. Oktober 1998). SR 814.201 (Stand am 1. Mai 2017).
- Gurnell, A. M., Bertoldi, W. & Corenblit, D. (2012). Changing river channels: The roles of hydrological processes, plants and pioneer fluvial landforms in humid temperate, mixed load, gravel bed rivers. *Earth-Science Reviews*, 111 (1–2), S. 129–141.

- Gurnell, A. M., Petts, G. E., Hannah, D. M., Smith, B. P., Edwards, P. J., Kollmann, J. et al. (2001). Riparian vegetation and island formation along the gravel-bed Fiume Tagliamento, Italy. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26 (1), S. 31–62.
- Hettrich, R., Ruff, A., Tranter, C., Rast, G. & Köberich, T. (2011). *Freiheit für das wilde Wasser - Die WWF-Alpenflusstudie. Status und Perspektiven nordalpiner Wildflusslandschaften aus naturschutzfachlicher Sicht*. Berlin: WWF Deutschland.
- Hohensinner, S., Haidvogel, G., Jungwirth, M., Muhar, S., Preis, S. & Schmutz, S. (2005). Historical analysis of habitat turnover and age distributions as a reference for restoration of Austrian Danube floodplains. *River Basin Management III* (Band 83, S. 489–502). Southampton: Wit Press.
- Hooke, J. & Chen, H. (2016). Evidence of increase in woody vegetation in a river corridor, Northwest England, 1984–2007. *Journal of Maps*, 12 (3), S. 484–491.
- Hütte, M. (2000). *Oekologie und Wasserbau: ökologische Grundlagen von Gewässerverbauung und Wasserkraftnutzung*. Berlin: Parey.
- Jaeggi, M. & Hunziker, R. (2002). *Petite Sarine - Etude sur l'incidence du barrage de Rossens sur la morphologie fluviale, le charriage et l'évolution future de cette zone alluviale*. Direction des travaux publics du canton de Fribourg, Bureau de la protection de la nature et du paysage, Service des eaux et des endiguements.
- Junk, W. J., Bayley, P. B. & Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Proceedings of the International Large River Symposium*. Dodge, DP (Ed). *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci* (Band 106, S. 110–127).
- Lachat, T., Pauli, D., Gonseth, Y., Klaus, G., Scheidegger, C., Vittoz, P. et al. (2010). *Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900: ist die Talsohle erreicht?* (Bristol-Schriftenreihe) (Band Band 25). Bern: Haupt Verlag.
- Merritt, D. M. & Cooper, D. J. (2000). Riparian vegetation and channel change in response to river regulation: a comparative study of regulated and unregulated streams in the Green River Basin, USA. *River Research and Applications*, 16 (6), S. 543–564.
- Naiman, R. J., Decamps, H. & McClain, M. E. (2010). *Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*. Academic Press.
- Person, E. (2013). *Impact of hydropeaking on fish and their habitat*. EPFL-LCH. Abgerufen am 1. September 2017 von <http://infoscience.epfl.ch/record/196925>

- Pfaundler, M., Dübendorfer, C. & Zysset, A. (2011). *Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Hydrologie – Abflussregime Stufe F (flächendeckend)*. Umwelt-Vollzug Nr. 1107. (S. 113). Bern: Bundesamt für Umwelt.
- Rempel, R. S., Kaukinen, D. & Carr, A. P. (2012). *Patch Analyst and Patch Grid*. Thunder Bay, Ontario: Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research.
- Richter, B. D., Davis, M. M., Apse, C. & Konrad, C. (2012). A PRESUMPTIVE STANDARD FOR ENVIRONMENTAL FLOW PROTECTION: PRESUMPTIVE STANDARD FOR ENVIRONMENTAL FLOW PROTECTION. *River Research and Applications*, 28 (8), S. 1312–1321.
- Rickenbacher, F. (2017). *Veränderung der Habitatvielfalt in der Schwall-Sunk-Strecke der Sarine nach dem Bau des Rossens-Staudamms (Kt. FR) - Eine GIS-Auswertung historischer Luftbilder*. Bachelorarbeit ZHAW. unveröffentlicht
- rivermanagement.ch. (2017). Aufweitungen. Abgerufen am 25. August 2017 von http://www.rivermanagement.ch/aufweitungen/aufw_z401a.php
- Robinson, C. T. (2012). Long-term changes in community assembly, resistance, and resilience following experimental floods. *Ecological Applications*, 22 (7), S. 1949–1961.
- Rust-Dubié, C., Schneider, K. & Walter, T. A. (2006). *Fauna der Schweizer Auen: eine Datenbank für Praxis und Wissenschaft* (Bristol-Schriftenreihe) (Band Band 16). Berne: Haupt.
- Schweizerische Gesellschaft für Volkskunde. (2017). Lac de la Gruyère – Barrage de Rossens. Abgerufen am 16. Juni 2017 von <http://www.sagw.ch/verschwundene-taeler/Quelques-barrages-en-Suisse/Rossens>
- Stanford, J. A., Lorang, M. S. & Hauer, F. R. (2005). The shifting habitat mosaic of river ecosystems. In J. Jones, *International Association of Theoretical and Applied Limnology, Vol 29, Pt 1, Proceedings* (Band 29, S. 123–136). Stuttgart: E Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- Stanford, J. & Ward, J. (1993). An Ecosystem Perspective of Alluvial Rivers - Connectivity and the Hyporheic Corridor. *Journal of the North American Benthological Society*, 12 (1), S. 48–60.
- Swisstopo. (2017). Historical aerial images and orthophotomosaics. Wabern: Bundesamt für Landestopografie swisstopo.
- SWV. (2017). Wasserkraft Schweiz | SWV. Abgerufen am 24. Juli 2017 von <https://www.swv.ch/Fachinformationen/Wasserkraft-Schweiz>
- Tockner, K., Bunn, S. E., Gordon, C., Naiman, R. J., Quinn, G. P. & Stanford, J. A. (2006). Flood plains: critically threatened ecosystems. *Aquatic Ecosystems, Trends and Global Prospects* (In N. V. Polunin), S. 46–61.

- Tockner, K. & Stanford, J. A. (2002). Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental conservation*, 29 (03), S. 308–330.
- Tonolla, D., Bruder, A. & Schweizer, S. (2017). Evaluation of mitigation measures to reduce hydropowering impacts on river ecosystems - a case study from the Swiss Alps. *Science of the Total Environment*, 574, S. 594–604.
- Van Der Nat, D., Tockner, K., Edwards, P. J., Ward, J. v. & Gurnell, A. M. (2003). Habitat change in braided flood plains (Tagliamento, NE-Italy). *Freshwater Biology*, 48 (10), S. 1799–1812.
- VSE. (2017). Fokus Wasserkraft : VSE - Verband Schweizerischer Elektrizitätsunternehmen. Abgerufen am 24. Juli 2017 von <https://www.strom.ch/de/energie/fokus-wasserkraft.html>
- Ward, J. V., Tockner, K., Arscott, D. B. & Claret, C. (2002). Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology*, 47 (4), S. 517–539.
- Whited, D. C., Lorang, M. S., Harner, M. J., Hauer, F. R., Kimball, J. S. & Stanford, J. A. (2007). Climate, hydrologic disturbance, and succession: drivers of floodplain pattern. *Ecology*, 88 (4), S. 940–953.
- Woolsey, S., Weber, C., Gonser, T., Hoehn, E., Hostmann, M., Junker, B. et al. (2005). *Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fliessgewässerrevitalisierungen. Publikation des Rhone-Thur Projektes.* (S. 112 pp.). Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ.
- WSL. (2013). WSL > Biotopschutz > Modul Fernerkundung. Abgerufen am 10. Juni 2017 von http://www.wsl.ch/biotopschutz/fernerkundung/index_DE
- Zanoni, L., Gurnell, A., Drake, N. & Surian, N. (2008). Island Dynamics in a Braided River from Analysis of Historical Maps and Air Photographs. *River Research and Applications*, 24 (8), S. 1141–1159.
- Zolezzi, G., Siviglia, A., Toffolon, M. & Maiolini, B. (2011). Thermopeaking in Alpine streams: event characterization and time scales. *Ecohydrology*, 4 (4), S. 564–576.

Abbildungsverzeichnis

- Abbildung 1: Übersichtskarte des Untersuchungsperimeters der Sarine – Restwasser (rot) & Schwall-Sunkstrecke (orange) und der naturnahen Sense (gelb). Rosa Punkt: Staudamm von Rossens; grüne Punkte: Kraftwerke Hauterive und Oelberg. Die Fliessrichtung ist jeweils von Süden nach Norden. Quelle der Hintergrundkarten: Swisstopo (2017). 13
- Abbildung 2: Restwasserstrecke der Sarine eingebettet in den Sandsteincanyon (© S. Friedli / 12.8.16)..... 14
- Abbildung 3: Mittellauf der Sense bei Plaffeien, geprägt von riesigen Kies- und Schotterflächen, verzweigten Gerinnen und Pioniervegetation (© S. Friedli / 11.8.16)..... 15
- Abbildung 4: Ausschnitt aus dem Model Builder von ArcGIS für die Umwandlung in Rasterdaten, die Rückführung in Polygone und die anschliessende Vereinigungsabfolge zur Bestimmung der Habitatänderung (habitat turnover)..... 21
- Abbildung 5: Veränderung der relativen Habitatanteile an der Restwasserstrecke der Sarine von 1943-2013. Die grauen senkrechten Linien markieren die Abgrenzung der verschiedenen Entwicklungsphasen. 23
- Abbildung 6: Veränderung der relativen Habitatanteile an der Sense von 1938-2013. Die grauen senkrechten Linien markieren die Abgrenzung der verschiedenen Entwicklungsphasen. 24
- Abbildung 7: Die Karte zeigt die Habitatänderungsraten (habitat turnover) in der Restwasserstrecke der Sarine während der ganzen Untersuchungsperiode von 1943-2013. Die Änderungen sind in vier Klassen gegliedert. Graue Flächen haben gar keine Änderung im Habitattyp erfahren, während violette Flächen den Habitattyp 5-6 Mal geändert haben. ... 27
- Abbildung 8: Die Karte zeigt die Habitatänderungen (habitat turnover) im naturnahen Abflussregime der Sense während der ganzen Untersuchungsperiode von 1938-2013. Die Änderungen sind in vier Klassen gegliedert. Graue Flächen haben gar keine Änderung im Habitattyp erfahren, während violette Flächen den Habitattyp 5-6 Mal geändert haben. ... 28
- Abbildung 9: Jährliche Höchstabflüsse der Sarine in $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ für die hydrologische Messstation Fribourg von Anfang 1911 bis Ende 2016. Horizontale rote Linie = Hochwasser mit einer statistische Wiederkehrperiode von 10 Jahren. Orange Linie = eines mit 2 Jahren. Rote Balken = Abflüsse der Jahre mit Luftbildaufnahmen. Turbinierete Wassermenge sowie die Abflüsse der Gérine und der Glâne unterhalb der Restwasserstrecke sind in den Daten enthalten. Der graue Balken zeigt die Bauzeit des Rossens Staudamms. 32
- Abbildung 10: Jährliche Höchstabflüsse der Sense in $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ für die hydrologische Messstation Thörishaus von Anfang 1928 bis Ende 2016. Horizontale rote Linie = Hochwasser mit einer statistische Wiederkehrperiode von 10 Jahren. Orange Linie = eines mit 2 Jahren. Rote Balken = Abflüsse der Jahre mit Luftbildaufnahmen. Abflussmenge des Schwarzwassers unterhalb des Untersuchungsgebiets ist in den Daten enthalten..... 33

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Überblick der verwendeten Geodaten mit den wichtigsten Eigenschaften: Gewässername, Aufnahmedatum, Filmart, durchschnittliche Flughöhe, Originalmassstab, Brennweite, Endauflösung und Genauigkeit des Mosaiks sowie die mittleren täglichen Abflüsse während den Aufnahmen. NA (not available) bedeutet, dass keine Informationen verfügbar sind. RGB: rot, grün, blau; s/w: schwarz-weiss.	18
Tabelle 2: Die acht Habitattypen in Englisch mit einer kurzen Beschreibung.	20
Tabelle 3: Habitatflächen in der Restwasserstrecke der Sarine in m ² , welche sich in den jeweiligen Zeitabschnitten verändert haben oder stabil geblieben sind sowie der relative Anteil der Flächen mit Veränderung in % (Turnoverrate). 25	25
Tabelle 4: Habitatflächen in der naturnahen Referenzstrecke der Sense in m ² , welche sich in den jeweiligen Zeitabschnitten verändert haben oder stabil geblieben sind sowie der relative Anteil der Flächen mit Veränderung in % (Turnoverrate).	25
Tabelle 5: Ökomorphologische Indikatoren: Shannon's Diversity Index und Shannon's Evenness Index sowie aktive Auenfläche für die einzelnen Jahrgänge während der Untersuchungsperiode 1938-2013 in der Sense. DS=Durchschnitt, SD=Standardabweichung.	30
Tabelle 6: Ökomorphologische Indikatoren: Verzweigungen pro km Hauptkanal, mittlere Breite und Wasserspiegelbreitenvariabilität , Uferlänge Braid Channel Ratio und Sinuosity-Index, Shannon's Diversity Index und Shannon's Evenness Index sowie aktive Auenfläche für die einzelnen Jahrgänge während der Untersuchungsperiode 1943-2013 in der Restwasserstrecke der Sarine. DS=Durchschnitt, SD=Standardabweichung.	31
Tabelle 7: Hochwasserkennzahlen für die Station Fribourg seit Messbeginn 1911 bis 2013. DS=Durchschnitt.	33
Tabelle 8: Hochwasserkennzahlen für die Station Thörishaus seit Messbeginn 1928 bis 2013. DS=Durchschnitt.	34

Anhang

Anhang 1 – Veränderung der relativen Habitatanteile	I
Anhang 2 – Korrelationsanalysen	III
Anhang 3 – Digitalisierung Sarine Restwasserstrecke	V
Anhang 4 – Digitalisierung Sense	VIII
Anhang 5 – Wissenschaftliches Poster	X
Anhang 6 – Plagiatserklärung	XI

Anhang 1 – Veränderung der relativen Habitatanteile

Kennzahlen der relativen Habitatanteile an der Restwasserstrecke der Sarine über die gesamte Untersuchungsperiode von 1943 bis 2013.

Habitat	Durchschnitt [%]	Min. [%]	Max. [%]	SD
(Riparian) Forest	62.1	52.5	68.2	6.4
Pasture and grassland	12.9	12.4	13.6	0.5
Water	9.8	8.3	12.3	1.3
Open sand and gravel bars	7.0	0.9	18.9	7.2
Vegetated sand and gravel bars	4.7	2.2	9.0	2.2
Island	1.6	0.5	2.4	0.7
Other structures	1.5	1.2	1.6	0.2
Cliff	0.5	0.3	0.8	0.2

Kennzahlen der relativen Habitatanteile an der Sense über die gesamte Untersuchungsperiode von 1938 bis 2013.

Habitat	Durchschnitt [%]	Min. [%]	Max. [%]	SD
(Riparian) Forest	42.4	31.1	48.9	5.9
Open sand and gravel bars	19.3	12.9	27.9	5.0
Pasture and grassland	17.6	15.2	20.0	2.0
Vegetated sand and gravel bars	8.7	5.2	14.5	3.5
Water	7.0	5.4	8.1	1.0
Island	3.2	1.9	5.3	1.5
Cliff	1.0	0.3	1.5	0.5
Other structures	0.9	0.5	1.4	0.4

Prozentuale und absolute Veränderung der Habitatflächen an der Sarine Restwasserstrecke über die gesamte Untersuchungsperiode von 1943 bis 2013.

Habitat	Veränderung Anteil [%]	Veränderung absolut [ha]
(Riparian) Forest	23.9	28.6
Vegetated sand and gravel bars	94.5	4.5
Island	367.7	4.1
Water	14.2	2.8
Other structures	35.9	0.9
Pasture and grassland	-2.3	-0.6
Cliff	-57.4	-0.9
Open sand and gravel bars	-95.4	-39.4

Prozentuale und absolute Veränderung der Habitatflächen an der natürlichen Referenzstrecke der Sense über die gesamte Untersuchungsperiode von 1938 bis 2013.

Habitat	Veränderung Anteil [%]	Veränderung absolut [ha]
(Riparian) Forest	46.8	16.4
Vegetated sand and gravel bars	163.3	10.1
Other structures	173.4	1.0
Water	-5.4	-0.5
Cliff	-70.8	-1.2
Island	-57.3	-3.4
Pasture and grassland	-24.0	-5.4
Open sand and gravel bars	-53.9	-16.9

Anhang 2 – Korrelationsanalysen

Korrelationsmatrix für die wichtigsten Auenhabitats sowie ökomorphologischen Parameter der Sarine Restwasserstrecke. Darunter sind die Datengrundlagen für die Korrelationsanalyse aufgeführt.

	Abfluss [m³/s]	Anteil Wasser	Anteil offene Kiesflächen	Anteil bewachsene Kiesflächen	Anteil Wald	Anteil Inseln	Uferlänge pro km Hauptkanal [km]	Anz. Verzweigungen pro km Hauptkanal	Braid Channel Ratio
Abfluss [m³/s]	1.00								
Anteil Wasser	0.57	1.00							
Anteil offene Kiesflächen	-0.50	0.25	1.00						
Anteil bewachsene Kiesflächen	0.00	-0.49	-0.52	1.00					
Anteil Wald	0.36	-0.35	-0.95	0.30	1.00				
Anteil Inseln	0.67	-0.12	-0.86	0.21	0.84	1.00			
Uferlänge pro km Hauptkanal [km]	-0.10	0.69	0.85	-0.55	-0.87	-0.75	1.00		
Anz. Verzweigungen pro km Hauptkanal	0.42	0.85	0.44	-0.29	-0.59	-0.31	0.81	1.00	
Braid Channel Ratio	0.31	0.92	0.58	-0.61	-0.64	-0.38	0.89	0.90	1.00

- Stark positive Korrelation mit Koeffizienten ≥ 0.8
- Leicht positive Korrelation mit Koeffizienten ≥ 0.5
- Leicht negative Korrelation mit Koeffizienten ≤ -0.5
- Stark negative Korrelation mit Koeffizienten ≤ -0.8

Abfluss [m³/s]	Anteil Wasser	Anteil offene Kiesflächen	Anteil bewachsene Kiesflächen	Anteil Wald	Anteil Inseln	Uferlänge pro km Hauptkanal [km]	Anz. Verzweigungen pro km Hauptkanal	Braid Channel Ratio
10.9	9.1	18.9	2.2	54.7	0.5	2.9	4.5	1.2
67.2	12.3	15.4	2.9	52.5	1.1	3.1	11.8	1.4
34.5	8.3	5.4	9.0	60.9	1.3	2.5	4.9	1.1
66	9.5	4.3	5.6	63.3	2.0	2.5	3.4	1.2
45.2	8.7	2.3	4.0	68.2	2.4	2.4	2.3	1.1
48.4	10.2	1.9	5.0	67.2	1.5	2.6	4.1	1.2
88.7	10.4	0.9	4.3	67.7	2.4	2.6	7.1	1.2

Korrelationsmatrix für die wichtigsten Auenhabitate sowie ökomorphologischen Parameter der Sarine Restwasserstrecke. Darunter sind die Datengrundlagen für die Korrelationsanalyse aufgeführt

	Abfluss [m³/s]	Anteil Wasser	Anteil offene Kiesflächen	Anteil bewachsene Kiesflächen	Anteil Wald	Anteil Inseln	Shannon's Diversity Index	Shannon's Evenness Index	Aktive Auenfläche [ha]
Abfluss [m³/s]	1.00								
Anteil Wasser	0.74	1.00							
Anteil offene Kiesflächen	0.60	0.03	1.00						
Anteil bewachsene Kiesflächen	-0.55	0.30	-0.88	1.00					
Anteil Wald	-0.57	-0.77	-0.58	0.28	1.00				
Anteil Inseln	0.21	0.67	0.43	-0.29	-0.88	1.00			
Shannon's Diversity Index	0.53	0.91	0.13	0.12	-0.87	0.86	1.00		
Shannon's Evenness Index	0.53	0.91	0.13	0.12	-0.87	0.86	1.00	1.00	
Aktive Auenfläche [ha]	0.59	0.76	0.63	-0.27	-0.97	0.79	0.78	0.78	1.00

- Stark positive Korrelation mit Koeffizienten ≥ 0.8
- Leicht positive Korrelation mit Koeffizienten ≥ 0.5
- Leicht negative Korrelation mit Koeffizienten ≤ -0.5
- Stark negative Korrelation mit Koeffizienten ≤ -0.8

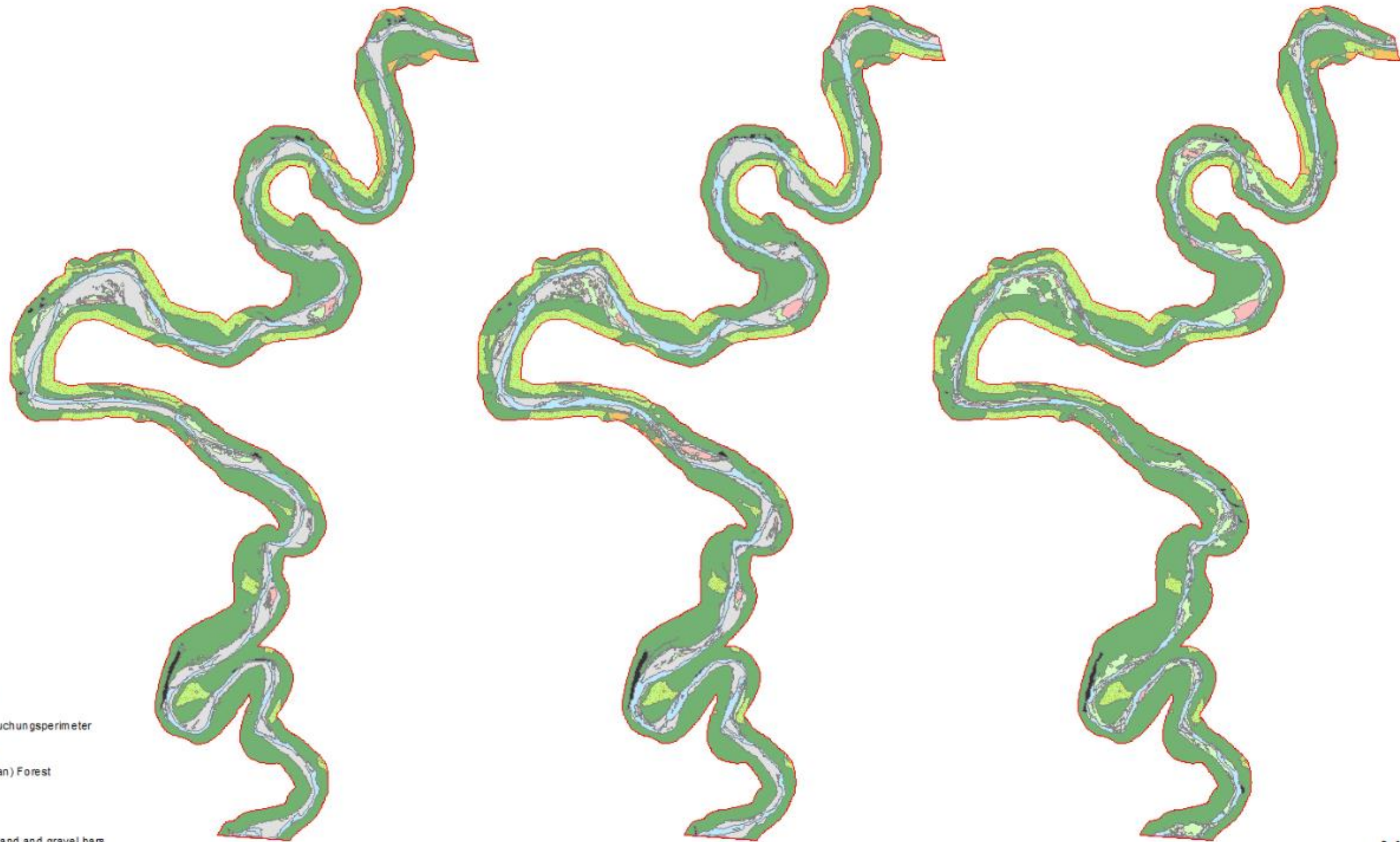
Abfluss [m³/s]	Anteil Wasser	Anteil offene Kiesflächen	Anteil bewachsene Kiesflächen	Anteil Wald	Anteil Inseln	Shannon's Diversity Index	Shannon's Evenness Index	Aktive Auenfläche [ha]
9.9	8.096417079	27.90935335	5.496614024	31.12048073	5.295249027	1.65134	0.794129	52.61445
	7.408395994	15.53122015	12.29401913	40.56898493	3.322438114	1.61559	0.776936	43.34878
7.2	7.387271552	18.56833913	7.414635801	39.85388748	5.247432864	1.62966	0.7837	43.42176
10.8	7.058188034	19.72784329	7.846284624	43.77221164	2.21201023	1.55098	0.745864	41.42362
5	5.449502448	17.21012982	8.493207349	48.87639863	1.86684364	1.47094	0.707371	37.12423
	5.615363139	23.49038325	5.185135056	46.78999374	1.991262599	1.45342	0.698949	40.79179
	7.661665322	12.85804607	14.47108255	45.68301474	2.259738148	1.5541	0.747365	41.88007

Anhang 3 – Digitalisierung Sarine Restwasserstrecke

1943

1952

1968



1981

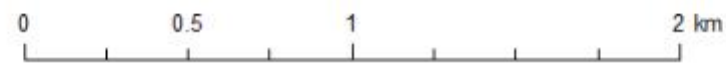
1993

2007

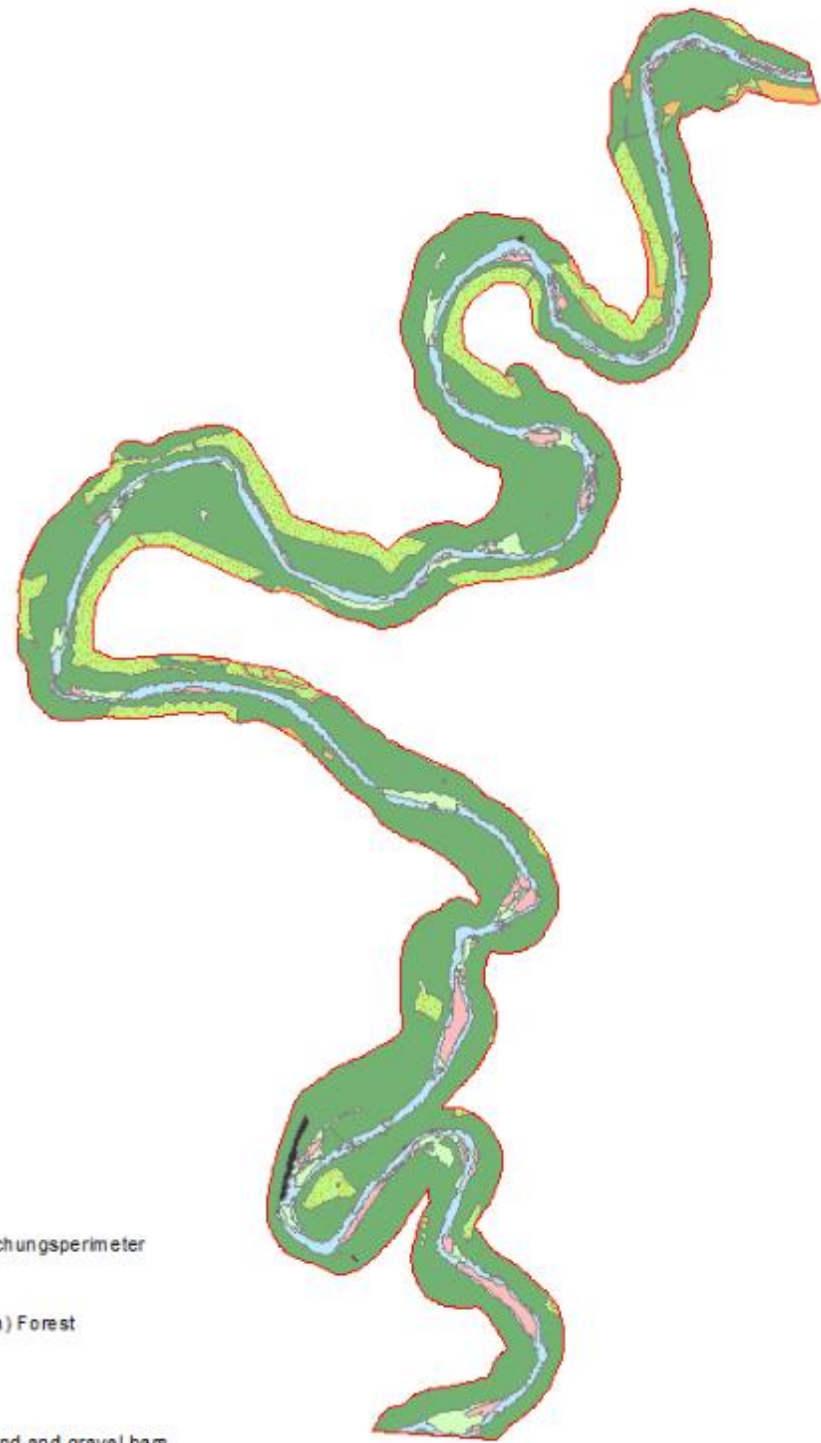


Legende

-  Untersuchungspereimeter
- Habitattyp**
-  (Riparian) Forest
-  Cliff
-  Island
-  Open sand and gravel bars
-  Other structures
-  Pasture and grassland
-  Vegetated sand and gravel bars
-  Water

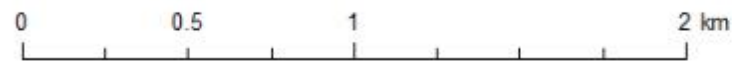


2013

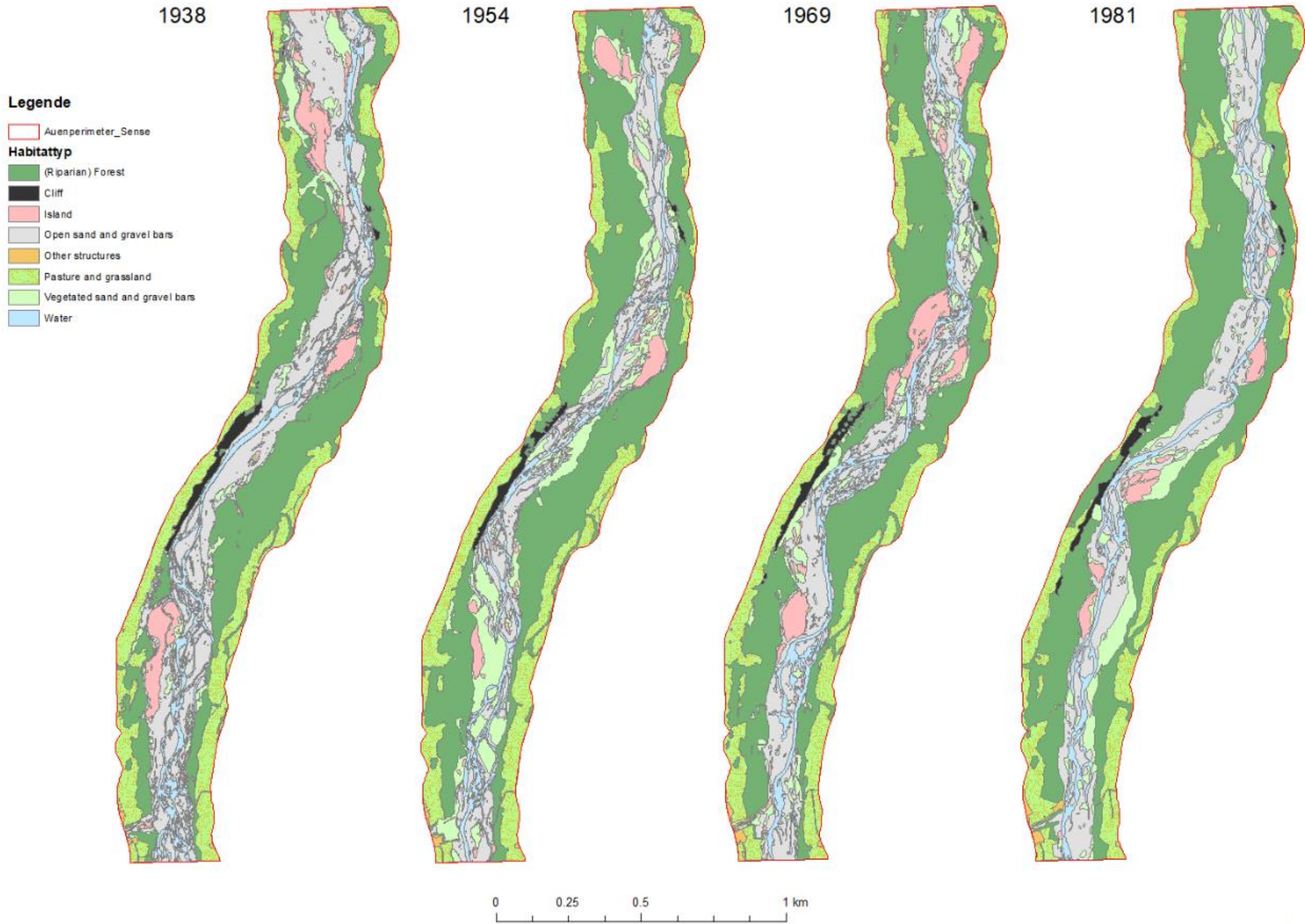


Legende

-  Untersuchungspereimeter
- Habitattyp**
-  (Riparian) Forest
-  Cliff
-  Island
-  Open sand and gravel bars
-  Other structures
-  Pasture and grassland
-  Vegetated sand and gravel bars
-  Water



Anhang 4 – Digitalisierung Sense





Anhang 5 – Wissenschaftliches Poster

Veränderung der Habitatvielfalt in der Restwasserstrecke der Sarine nach dem Bau des Rossens-Staudamms (Kt. FR)

Eine GIS-Auswertungen historischer Luftbilder

Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften
Life Sciences and Facility Management
IUNR Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen

Autor: Simon Friedli | UI13 | Bachelorarbeit | Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften (ZHAW), Wilenswil

Einleitung

Natürliche Auenlandschaften sind dynamische Ökosysteme, die dort entstehen, wo Gewässer intensiv mit dem Land verzahnt sind [1]. Regelmässige Überflutungen gehören zu den Schlüsselprozessen in Auen und sorgen für ein ausgewogenes Verhältnis von Erosion und Deposition des Geschiebes und einen ständigen Austausch von Nährstoffen und Organismen zwischen Gewässern und Aue [2]. Natürliche Auenysteme weisen daher einen ständigen Wechsel der Habitate und deren Lebensbedingungen auf [3].

Durch das Aufkommen der Wasserkraftnutzung in der Schweiz zu Beginn des 20. Jahrhunderts wurden viele Flussgewässer und Auengebiete aufgrund veränderter Abflussverhältnisse und Rückhaltung von Geschiebe durch die Staueisen in ihrer Funktion beeinträchtigt [4]. Dies führte dazu, dass die dynamischen Prozesse Erosion und Sedimentation zum Erliegen kamen oder stark reduziert wurden und periodische Überflutungen abnahmen [1].

Die Bachelorarbeit [5] untersuchte die räumliche Entwicklung der wichtigsten Auenhabitate an der Restwasserstrecke der Sarine (Kt. FR) seit dem Bau des Rossens Staudamms (1944-49) anhand einer Serie von historischen Luftbildern während 70 Jahren und Vergleich mit der naturnahen Referenzstrecke an der Sense (Kt. FR/BE).

Resultate

- Offene Sand- und Kiesflächen an der Sarine haben die grössten Flächenanteile (39.4 ha, 95 %).
- Der grösste Flächenzuwachs verzeichnete der Wald (+28% ha, +24%).
- An der Sarine besteht eine deutlich höhere Variabilität in den relativen Habitatanteilen als an der Sense.
- Die Summe der offenen und bewachsenen Sand- und Kiesflächen blieb über die gesamte Untersuchungsperiode relativ konstant (25 – 28 % relativer Flächenanteil).
- Über die Hälfte aller Habitatflächen (80 %) der Sarine wiesen keine Veränderung über die gesamte Untersuchungsperiode auf.
- Stetig sinkender Habitat turnover (von 20 % auf 7 %).
- Nur 8 % aller Habitatflächen der Sense blieben unverändert.
- Der Habitat turnover blieb, annuelle Schwankungen ausgeschlossen, relativ stabil (48 bis 61 %).
- Die Habitatdiversität (SDI und SEI) war an der Sarine vor und kurz nach dem Staudammbau (bis 1952) am grössten, nahm dann aber kontinuierlich ab.
- Die Habitatdiversität der Sense war in der Zeitperiode 1938 bis 1969 am höchsten (SDI: 1.62 – 1.65) und sank danach bis 2007.
- Die Komplexität des Flussbetts war an der Sarine 1942 im höchsten, was sich in der Anzahl Verzweigungen pro km Hauptkanal (11.8), Braided Channel Ratio (1.38) und der Uferlänge (3.08 km) ausdrückte.

Methoden

- Orthorektifizierung der Luftbilder
- Digitalisierung der Auenhabitate und Zählung einer von acht Habitattypen
- Ableitung von ökomorphologischen Indikatoren, wie:
 - Relative Habitatanteile
 - Habitat turnover
 - Braided Channel Ratio (BCR)
 - Shannon's Diversity (SDI) und Evenness Index (SEI)
 - Wasserspiegelrelativvariabilität VC_r
 - Uferlänge pro km Hauptkanal

Abbildung 2: Veränderung der relativen Habitatanteile an der Restwasserstrecke der Sarine von 1943-2013. Die grauen senkrechten Linien markieren die Abgrenzung der verschiedenen Entwicklungsphasen.

Abbildung 3: Veränderung der relativen Habitatanteile an der Sense von 1938-2013. Die grauen senkrechten Linien markieren die Abgrenzung der verschiedenen Entwicklungsphasen.

Methoden

Die Untersuchungsgebiet an der Sarine liegt südlich der Stadt Pibroun und umfasst einen Teil der Restwasserstrecke unterhalb des Rossens-Staudamms (Abbildung 1). Die naturnahe Referenzstrecke der Sense liegt etwa 14 km weiter östlich im Grenzgebiet der Kantone Bern und Fribourg.

Diskussion

Durch den Bau des Rossens Staudamms hat die Sarine eine bedeutende Veränderung des Abflussregimes erfahren. Die Auswertung der Luftbilder zeigte, dass der Anteil der offenen Sand- und Kiesflächen vor dem Dammbau etwa 19 % der gesamten Untersuchungsfläche betrug und während der Untersuchungsperiode (1943 – 2013) rund 85% der ursprünglichen Fläche verschwand. Dies dürfte vor allem mit dem durch den Staudamm zurückgehaltenen Geschiebe begründet werden.

An der Sarine verzeichnete über die Hälfte aller Habitatflächen (80 %) keine Veränderung und die seltener gewordenen Hochwasser sowie die fehlende Dynamik führten zu stetig sinkendem Habitat turnover. Im naturnahen Regime der Sense blieben hingegen nur 8 % der Habitatflächen unverändert und auch der Habitat turnover blieb, annuelle Schwankungen ausgeschlossen, relativ stabil. Das Auengebiet zeigt nach 1962 aufgrund des geringen Basisabflusses, der selteneren Hochwasserabflüssen, des stark reduzierten Geschiebeabbaus und der mangelnden Dynamik einen ständigen Abwärtstrend beim Habitat turnover und der Diversität. Das Restwasserregime der Sarine hat erst mit einer gewissen Verzögerung auf den Bau des Rossens Staudamms reagiert. Es zeigt eine gewisse Resilienz (Fähigkeit Störungen standzuhalten) in den ersten Jahren nach dem Dammbau, kippt aber dann rasch.

Ab 1998 ist eine Stabilisierung des Flussgewässersystems hinsichtlich der Habitatanteile zu erkennen. Eine Stagnation ist auch bei der Komplexität des Bettmies und der Habitatdiversität zu erkennen, welche, wie es scheint, einen Gleichgewichtszustand erreicht haben. Wie es scheint, sind heutzutage auch sehr grosse Hochwasser wie diese im Jahr 2005 (750 m³ s⁻¹) nicht mehr in der Lage, die etablierte Vegetation zu räumen und neue Kiesflächen durch Erosion und Deposition zu bilden.

Untersuchungsgebiet

Ausblick

Das Auenystem an der Restwasserstrecke der Sarine weist offensichtlich einen hohen Renaturierungsbedarf auf. Die nachhaltige Bewirtschaftung von Auengebieten an regulierten Flüssen erfordert die Wiederherstellung einiger natürlicher Elemente des Abfluss- und Geschieberegimes, wie z.B. die Einführung von Mindestwasseremengen [6]. Das Ziel von künftigen Renaturierungen muss sein, wieder mehr Dynamik im Gewässer zuzulassen und es so den naturnahen Verhältnissen weitest möglich anzunähern.

Mögliche Geschiebewerkentungsmaßnahmen [7]:

- Kieschüttungen am Fuss des Staudamms (inkl. 3000 m³ pro Jahr)
- Erhöhung des Maximalabflusses, kompensiert durch eine verkürzte Dauer des Abflusses
- Öffnung von Altarmen
- Kiesbankstüberungen und Erdarbeiten
- Angepasstes Forstmanagement

Weiter denkbar ist die dynamische Anpassung der Restwasserabgabe (dynamisches Hochwasserregime). Meist ist es eine Kombination von verschiedenen Renaturierungsmaßnahmen, welche am erfolgversprechendsten sind und in der Praxis angewandt werden. Egal, welche Renaturierungsmaßnahmen schlussendlich umgesetzt werden, gesucht sind Lösungen, die auf die spezifischen Verhältnisse des Gewässers abgestimmt sind und sich im Einklang mit den Kraftwerksbetreibern und aller Interessensvertretern umsetzen lassen.

Literatur

[1] Luch, T., Paul, D., Gornath, Y., Haas, G., Schindler, C., Witt, P. et al. (2016). Wandel der Fließvielfalt in der Schweiz seit 1900: Ist die Teilweise Anstiege (Sensitivitätsanalyse) (Sens. Basis 5). Bern: HEPV Verlag.

[2] Benford, J. & Ward, J. (1993). An Ecosystem Perspective of Multiple Rivers - Connectivity and the Hypoxia/Conductor. *Journal of the North American Benthological Society*, 12 (1), 8-20.

[3] Döring, M., Schreyer, S., Steiner, M., Oppiger, S., Ruchs, M. & Rolin, C. T. (2019). Hydrologie und nachhaltige Auenmanagement - Die Suche nach dem optimalen Regime für eine Konzeption der Wasser Energie Luft, 102 (1), 8-15-18.

[4] Trösch, R. & Steiner, J. A. (2020). Theorie flussdynamischer Prozesse und Flussbetts. *Environmental Conservation*, 39 (3), 310-330.

[5] Friedli, S. (2020). Veränderung der Habitatvielfalt in der Restwasserstrecke der Sarine nach dem Bau des Rossens-Staudamms (Kt. FR) - Eine GIS-Auswertung historischer Luftbilder. Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen, ZHAW Wilenswil (Unveröffentlicht).

[6] Rieger, S. D., Davis, M. M., Apoll, G. & Jordan, C. (2020). A PRESUMPTIVE STANDARD FOR ENVIRONMENTAL FLOW PROTECTION: PRESUMPTIVE STANDARD FOR ENVIRONMENTAL FLOW PROTECTION. *River Research and Applications*, 26 (1), 8-33-151.

[7] Jürges, M. & Fischer, R. (2003). Pêche Sarine - Guide sur le régime de l'énergie de l'énergie et des ressources. In: *Changement et gestion de l'eau de la zone alémanique*. Orléans: des travaux publics de l'école de Pibroun. Bureau de la protection de la nature et du paysage. Service des eaux et des engrais.

Anhang 6 – Plagiatserklärung



Erklärung betreffend das selbständige Verfassen einer Bachelorarbeit im Departement Life Sciences und Facility Management

Mit der Abgabe dieser Bachelorarbeit versichert der/die Studierende, dass er/sie die Arbeit selbständig und ohne fremde Hilfe verfasst hat.

Der/die unterzeichnende Studierende erklärt, dass alle verwendeten Quellen (auch Internetseiten) im Text oder Anhang korrekt ausgewiesen sind, d.h. dass die Bachelorarbeit keine Plagiate enthält, also keine Teile, die teilweise oder vollständig aus einem fremden Text oder einer fremden Arbeit unter Vorgabe der eigenen Urhebererschaft bzw. ohne Quellenangabe übernommen worden sind.

Bei Verfehlungen aller Art treten Paragraph 39 und Paragraph 40 der Rahmenprüfungsordnung für die Bachelor- und Masterstudiengänge an der Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften vom 29. Januar 2008 sowie die Bestimmungen der Disziplinarmassnahmen der Hochschulordnung in Kraft.

Ort, Datum:

Richterswil, 7.9.2017

Unterschrift:

Das Original dieses Formulars ist bei der ZHAW-Version aller abgegebenen Bachelorarbeiten im Anhang mit Original-Unterschriften und -Datum (keine Kopie) einzufügen.