Biomonitoring – Bewertung des ökologischen Zustandes der Gleen im Bereich eines Kläranlageneinleiters anhand von Makrozoobenthos gemäß der EU-WRRL

Facharbeit zur Erlangung des Abschlusses
„Fachökotoxikologe GDCh/SETAC GLB“

Diplom Landschaftsökologe László Dören

Mai 2008

Betreuer: Prof. Dr. J. Oehlmann (Universität Frankfurt) – Leiter des Kurses

Biomonitoring und Strategien der retrospektiven Bewertung

Dr. K. P. Ebke (Institut für Gewässerschutz MESOCOSM GmbH)

Inhalt

Abstract 1
1 Einleitung 2
2 Beschreibung des Untersuchungsobjektes 4
2.1 Die Gleen 4
2.2 Die Kläranlage 4
2.3 Die Untersuchungsabschnitte 5
2.3.1 G1 5
2.3.2 G2 6
2.3.3 G3 6
3 Material und Methoden 7
3.1 Zuweisung des Gewässertypes 7
3.2 Gewässerstrukturgüte 7
3.3 Zeitpunkt der Probenahme 7
3.4 Auswahl der Probestellen 7
3.5 Kartierung des Substrates 7
3.6 Erfassung der physikalischen Wasserparameter 7
3.7 Fließgeschwindigkeit 8
3.8 Probenahme 8
3.9 Bestimmung des Makrozoobenthos 8
3.10 Ermittlung der ökologischen Qualität 8
4 Ergebnisse 9
4.1 Gewässertyp 9
4.2 Gewässerstruktur 9
4.3 Substrat 10
4.4 Physikalische Wasserparameter 10
4.5 Fließgeschwindigkeit 11
4.6 Makrozoobenthos 11
4.6.1 Taxonomische Gruppen 13
4.6.2 Ernährungstypen 14

4.7 PERLODES-basierte Auswertungen 14
4.7.1 Ökologische Qualität der Gewässerabschnitte 14
4.7.2 Saprobienindex 15
4.7.3 Allgemeine Degradation 16
4.7.4 Versauerung 17
5 Diskussion 18
5.1 Strukturgüte 18
5.2 Physikalische Wasserparameter 18
5.3 Makrozoobenthos und ökologische Gewässerqualität 18
5.4 Methodenkritik 22
6 Zusammenfassung 23
7 Literaturverzeichnis 25
8 Internetlinks 29
9 Anhang 30

Abkürzungsverzeichnis

EU: European Union

EU-WRRL: EU-Wasserrahmenrichtlinie

LAWA: Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser

UBA: Umweltbundesamt

G1: Untersuchungsabschnitt Gleen1 (Referenzabschnitt oberhalb des Kläranlagenablaufs)

G2: Untersuchungsabschnitt Gleen2 (direkt unterhalb des Kläranlageneinlaufs)

G3: Untersuchungsabschnitt Gleen3 (600 m unterhalb des Kläranlageneinlaufs)

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Lage der Probenahmenstellen und Gewässersegmentierung der Gleen 4
Abbildung 2: Der Gewässerabschnitt G1. 5
Abbildung 3: Der Gewässerabschnitt G2. 5
Abbildung 4: Der Gewässerabschnitt G3. 6
Abbildung 5: *Mystacides nigra* 13
Abbildung 6: Abundanzen der im Referenz-Abschnitt G1 charakteristischen Taxa 20
Abbildung 7: Anzahl der verschiedenen Taxa-Gruppen von G1. 31
Abbildung 8: Anzahl der verschiedenen Taxa-Gruppen von G2. 31
Abbildung 9: Anzahl der verschiedenen Taxa-Gruppen von G3. 32
Abbildung 10: Feeding types of G1 32
Abbildung 11: Feeding types of G2 33
Abbildung 12: Feeding types of G3 33

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Die Strukturgüteklassen nach LAWA (2000). 9
Tabelle 2: Gewässerstrukturgüte der untersuchten Abschnitte 9
Tabelle 3: Deckungsgrade der Substrattypen. 10
Tabelle 4: Die physikalischen Parameter des Wassers der Untersuchungsabschnitte. 10
Tabelle 5: Abundanzen des Makrozoobenthos 11
Tabelle 6: Anzahl der Taxa-Gruppen. 13
Tabelle 7: Übersicht Ernährungstypen (Feeding types) 14
Tabelle 8: Zusammenfassung der mit PERLODES berechneten Ergebnisse 15
Tabelle 9: Grundzustände und Klassengrenzen des typspezifischen Saprobienindexes 15
Tabelle 10: Saprobienindex (German Saprobic Index). 16
Tabelle 11: Qualitätsklassen der Einzelindices des Modules „Allgemeine Degradation“ 16
Tabelle 12: Zusammenfassung Qualitätsklassenmodul „Allgemeine Degradation“. 16
Tabelle 13: Qualitätsklassenmodul „Versauerung“ nach Braukmann & Biss (2004). 17
Tabelle 14: Ergebnisse des Qualitätsklasse-Modul „Allgemeine Degradation“ von G1. 30
Tabelle 15: Ergebnisse des Qualitätsklasse-Modul „Allgemeine Degradation“ von G2. 30
Tabelle 16: Ergebnisse des Qualitätsklasse-Modul „Allgemeine Degradation“ von G3. 30
Tabelle 17: Monatsmittelwerte der Kläranlage-Lehrbach im Jahr 2007 34
Tabelle 18: Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 der Gleen (Klein) vom RP Gießen. 35

Alle Fotos dieser Arbeit (Abbildung 2 bis 5) wurden vom Autor gemacht.

Abstract

Today waterbodies and their quality are influenced by multiple pollutants. The software PERLODES/ASTERICS (www.fliessgewaesserbewertung.de) is based on a standardized river assessment for German streams (Meier et al. 2006) with macrozoobenthos according to the European Water Directive. Parameters like saprobic index, degradation or acid class, based on the collected macrozoobenthos, are needed to calculate the ecological quality of streams.

The aim of the study is to investigate, the ability of the method to detect ecotoxicological effects in streams.

The subject of the study was a small Hessian stream in the low mountain range called Gleen. It is feeded at one point by treated municipal wastewater of a small village. The first investigation section of the stream as a reference (G1) was directly upstream the discharge of wastewater. The second investigation section (G2) was directly downstream the discharge. The third investigation section (G3) was 600 m down the stream.

To rule out an influence of the structure of the stream, there were sections chosen with similar structure.

These three stream sections were assessed with the method of Meier et al. (2006). Afterwards the ecological quality of the stream was calculated with the software PERLODES/ASTERICS.

The reference section G1 before and the section directly behind the discharge of wastewater (G2) exhibited a "moderate quality", the third section (G3) a "bad quality". But if you zoom in on the macrozoobenthos community, you see an obvious change between the community of section G1 and section G2, even though they got the same ecological quality class. Mainly the direct absence of typical taxa in the section G2 (and G3) after the discharge of wastewater shows a clear effect on the ecosystem.

The study leads to two main conclusions: Biomonitoring with macrozoobenthos seems to be a good method to detect ecotoxicological effects in streams. But using the indices, according to the EU Water Framework Directive clear effects in this study on the aquatic ecosystem lead only in one of two sections to a devaluation of the ecological quality class.

1 Einleitung

Die Gewässer der industrialisierten Welt sind einer Vielzahl von anthropogenen Belastungen ausgesetzt, die teilweise zu massiven Veränderungen ihrer Ökosysteme geführt haben. Neben mechanischen Belastungen durch wasserbauliche Maßnahmen spielen v.a. die stofflichen Belastungen für die Gewässergüte eine entscheidende Rolle. Über kommunales wie industrielles Abwasser und den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln und Dünger aus der intensiven Landwirtschaft gelangen eine Vielzahl von Schadstoffen in die Oberflächengewässer und teilweise in die, für die Trinkwassergewinnung wichtigen, Grundwasserleiter.

Nach der im Jahre 2000 in Kraft getretenen EU-Wasserrahmenrichtlinie (RL 2000/60/EG; WRRL) sollen alle Oberflächengewässer der EU-Mitgliedsstaaten bis 2015 den guten ökologischen und chemischen Zustand aufweisen. Die Bewertung des ökologischen Zustandes erfolgt über biologische Qualitätskomponenten, u.a. das Makrozoobenthos (am Gewässerboden lebende Makroinvertebraten). Vom Umweltbundesamt (UBA) und der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) geförderte Forschungsvorhaben haben Grundlagen erarbeitet für eine deutschlandweite standardisierte Untersuchung und Bewertung der Fließgewässer nach Vorgaben der EU-WRRL (Meier et al. 2006) im Sinne des AQEM-Projektes (siehe Hering et al. 2004b) und des STAR-Projektes (siehe Verdonschot & Moog 2006).

Die am Fließgewässer erhobenen Makrozoobenthos-Daten können über die in einem EU-Forschungsprojekt entwickelte Software ASTERICS/PERLODES bezüglich des ökologischen Zustandes interpretiert werden. Mit Hilfe von verschiedenen Metrices, wie z.B. Saprobie, Degradation und Versauerung, werden Indices berechnet, die in Abhängigkeit vom Fließgewässertyp verschiedenen ökologischen Zustandsklassen zugeordnet werden können.

Der Vorteil eines Biomonitoring mit Makrozoobenthos gegenüber chemischer Wasseranalysen besteht darin, dass eine Belastung des Gewässers auch dann festgestellt werden kann, wenn noch nicht die Ursache für diese bekannt ist. Es werden die Wirkungen aller Wasserinhaltsstoffe sowie deren synergistische und antagonistische Effekte erfasst (Gunkel 1994). Über chemische Analysen sind nur zu einem bestimmten Zeitpunkt ausschließlich die Stoffe nachzuweisen, nach denen die Probe gezielt untersucht wird. Außerdem sind die komplexen Interaktionen zwischen den unterschiedlichen Umweltchemikalien bislang nicht genügend bekannt, um Rückschlüsse auf ökotoxikologische Effekte zu ziehen, die nur auf chemischen Analysen basieren (vergleiche Wang et al. 2003).

Die Organismen der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft halten sich entsprechend ihres Lebenszyklus` einen längeren Zeitraum in dem zu untersuchenden Gewässer auf und haben zudem teilweise recht enge ökologische Verbreitungsspektren (Tümpling & Friedrich 1999). Somit können auch Belastungsereignisse Wochen bis Monate nach ihrem Eintreten über das Makrozoobenthos erfasst werden.

Ziel dieser Studie war es zu überprüfen, ob mit der gleichen Methode, mit der der ökologische Zustand eines Fließgewässers nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie erfasst werden kann, auch Ereignisse mit ökotoxikologischen Folgen aufgespürt und quantifiziert werden können.

Daher wurden zwei Bachabschnitte ausgewählt, die durch die Zufuhr von geklärtem Abwasser einer Belastung ausgesetzt sind, um diese mit einem Referenzabschnitt des Baches zu vergleichen, welcher sich oberhalb der Einlaufstelle des Klärwassers befindet. Es wurde die Makrozoobenthos-Gemeinschaft nach der Methode von Meier et al. (2006) erfasst und anschließend mit der Software PERLODES/ASTERICS ausgewertet. Die Gewässerstrukturgüte wurde herangezogen, um auszuschließen, dass eine Änderung der Lebensgemeinschaft strukturell bedingt ist. Begleitend wurden physikalische Wassermessungen durchgeführt.

2 Beschreibung des Untersuchungsobjektes

2.1 Die Gleen

Die Gleen (auch Gleenbach; Glene oder Klein [Kennziffer: 25826]) ist ein kleiner Mittelgebirgsbach, der bei Obergleen entspringt und in die Ohm mündet.

Im Gewässersegment 119 leitet die Kläranlage von Lehrbach das Abwasser in die Gleen (siehe Abbildung 1). Die Probenahmenstellen wurden so gewählt, dass sich eine Probenahmestelle oberhalb des Einleiters befindet (G1), eine direkt unterhalb des Einleiters (G2) und eine etwa 600 m unterhalb des Einleiters (G3). Die genaue Lage der Probenahmestellen ist der Abbildung 1 zu entnehmen.

Wichtig zu erwähnen, ist, dass die Gleen oberhalb der untersuchten Abschnitte von Segment 126 bis 131 durch das Dorf Lehrbach führt und entsprechend die Gewässerstruktur in diesem Bereich verändert wurde. Die Ergebnisse der Bestandsaufnahme vom Jahr 2004 durch das Regierungspräsidium Gießen bezüglich der Umsetzung der WRRL für die Gleen finden sich im Anhang in der Tabelle 18.

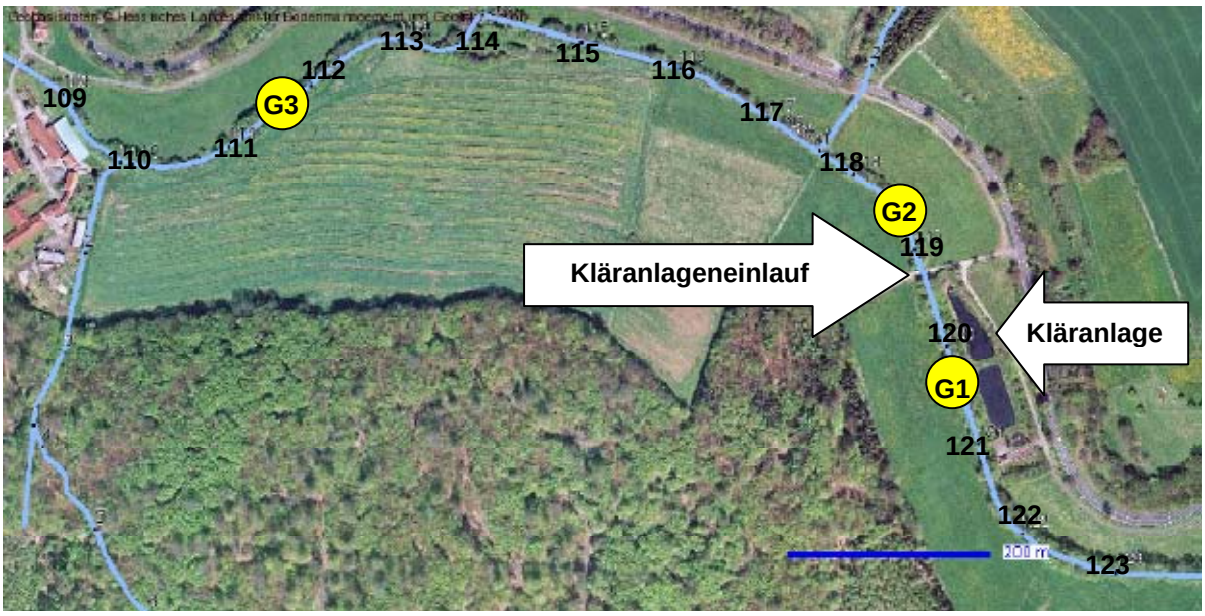

Abbildung 1: Lage der Probenahmenstellen und Gewässersegmentierung der Gleen (Quelle: www.gesis.hessen.de).

2.2 Die Kläranlage

Die Kläranlage von Lehrbach wird vom Abwasserverband Kirtorf betrieben und ist für 4000 Einwohnergleichwerte ausgelegt. Es handelt sich um eine mechanisch-biologische Anlage mit Nitrifikationsstufe (Quelle: Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlicher Raum und Verbraucherschutz 2005). Im Jahr 2007 variierte die zu klärende Abwassermenge zwischen

80.000 bis 12.000 m^3 im Monat (Quelle: MHWA Mittelhessische Wasser und Abwasser GmbH). Die chemischen und biochemischen Monatsmittelwerte von dem Jahr 2007 sind in der Tabelle 17 in der Anlage dargestellt.

2.3 Die Untersuchungsabschnitte

2.3.1 G1

Der Gewässerabschnitt G1 befindet sich im Segment 120 der Gleen (siehe Abbildung 1) und liegt etwa 60 m oberhalb des Kläranlageneinlaufes. Etwa 500 m oberhalb des Abschnittes G1 fließt die Gleen aus dem Dorf Lehrbach heraus. Zur linken Seite des Ufers schließt sich Grünland an, zur rechten Seite hinter einem schmalen bachbegleitenden Gehölzstreifen befindet sich die beschriebene Kläranlage.

Die Laufkrümmung des Abschnittes G1 ist gestreckt bis schwach geschwungen mit geringer Breitenvarianz. Das Bachprofil ist dem verfallenen Regelprofil (nach LAWA 2000) mit steilen Uferböschungen und einer mäßigen Tiefenvarianz zuzuordnen. Die mittlere Wassertiefe lag zum Zeitpunkt der Probennahme bei etwa 70 cm. Die fließende Welle wies eine mäßige Strömungsdiversität auf. Oberhalb von G1 führte eine Treibholzverklausung zu einer leichten Stauung. Das Wasser war zum Zeitpunkt der Probenahme zu trüb, um den Gewässergrund einsehen zu können.

Der Gewässerabschnitt G1 wird lückenhaft von Sal-Weiden (*Salix caprea*) begleitet, die zum Untersuchungszeitpunkt nur wenig Schatten auf die Gleen geworfen haben (Beschattung: 15%). Die Krautschicht des Uferstreifens setzt sich aus typischen Arten des Grünlandes (Molinio-Arrhenatheretea) sowie der nitrophilen Hochstaudenflur (Galio-Urticenea) zusammen. Das Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) und die Nachtviole (*Hesperis matronalis ssp. matronalis*) sind als typische Pflanzen von Bachauen zu nennen.

Abbildung 2: Der Gewässerabschnitt G1. (Datum: 02.06.2007).

Abbildung 3: Der Gewässerabschnitt G2. (Datum: 09.05.2007).

2.3.2 G2

Der Gewässerabschnitt G2 befindet sich im Segment 118 der Gleen (siehe Abbildung 1) und liegt direkt (etwa 30 m) unterhalb des Kläranlageneinlaufes. Hinter dem Uferstreifen befindet sich beiderseits Grünland.

Die Laufkrümmung von G2 ist gestreckt mit geringer Breitenvarianz. Das Bachprofil und die Uferböschungen sind mit denen von G1 vergleichbar. Die mittlere Wassertiefe lag etwa bei 80 cm. Die Strömungsdiversität war mäßig ausgeprägt. Der Gewässergrund konnte aufgrund der Trübung nicht eingesehen werden.

Die Gleen wird in diesem Abschnitt von Erlen (*Alnus glutinosa*), Eichen (*Quercus robur*) und Sal-Weiden (*Salix caprea*) begleitet, die zum Untersuchungszeitpunkt nur mäßig Schatten auf die Gleen geworfen haben (Beschattung: 25%). Die Krautschicht des Uferstreifens setzt sich, wie bei G1, aus typischen Arten des Grünlandes sowie der nitrophilen und feuchten Hochstaudenflur zusammen.

2.3.3 G3

Der Gewässerabschnitt G3 befindet sich im Segment 111 der Gleen (siehe Abbildung 1) und liegt etwa 600 m unterhalb des Kläranlageneinlaufes. Zur linken Seite des Abschnittes liegt ein Acker, zur rechten Seite ein schmaler Streifen Grünland.

Abbildung 3: Der Gewässerabschnitt G3. (Datum: 09.06.2007).

Die Laufkrümmung des Abschnittes G3 ist gestreckt mit geringer Breitenvarianz. Das Bachprofil ist dem Erosionsprofil mit steilen Uferböschungen und einer geringen Tiefenvarianz zuzuordnen (nach LAWA 2000). Die mittlere Wassertiefe lag etwa bei 40 cm zum Zeitpunkt der Probenahme. Die fließende Welle wies bei langsamer Fließgeschwindigkeit (0,1 m/s) eine geringe Strömungsdiversität auf. Das Wasser war zum Zeitpunkt der Probenahme wie bei den vorigen Gewässerabschnitten zu trüb, um den Gewässergrund einsehen zu können.

Den Gewässerabschnitt G3 begleiten auf beiden Uferseiten Erlen (*Alnus glutinosa*), deren Wurzeln ins Wasser ragen. Vereinzelt gesellen sich ferner Sal-Weiden (*Salix caprea*) und Eschen (*Fraxinus excelsior*) in der Baum-/ bzw. Strauchschicht dazu. Die Krautschicht setzt sich insbesondere aus Arten der nitrophilen Hochstaudenflur (v.a. *Urtica dioica* und *Galium aparine*) sowie mit geringerer Deckung Arten des Grünlandes (z.B. *Dactylis glomerata*, *Poa trivialis*) und des Laubwaldes (z.B. *Stachys sylvatica*, *Stellaria holostea*) zusammen. Neben den typischen Auenpflanzen Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) und Nachtviole (*Hesperis matronalis ssp. matronalis*) wächst am Abschnitt G3 ebenfalls typisch für Ufer von Fließgewässern der Neophyt Indisches Springkraut (*Impatiens glandulifera*).

3 Material und Methoden

3.1 Zuweisung des Gewässertypes

Die Zuweisung des Fließgewässertypes erfolgte auf Grundlage der Karte der biozönotisch bedeutenden Fließgewässertypen Deutschlands (LAWA 2003) unter Berücksichtigung von Pottgiesser & Sommerhäuser (2004).

3.2 Gewässerstrukturgüte

Die Gewässerstrukturgüte wurde mit dem Gewässerstrukturgüte-Informationssystem GESIS (www.gesis.hessen.de) ermittelt.

3.3 Zeitpunkt der Probenahme

Die Probennahme im Tiefland und Mittelgebirge sind zwischen Februar und August möglich. Für Bäche mit einem Einzugsgebiet von 10-100 km^2 wird der Zeitraum Februar bis April empfohlen (Meier et al. 2006). Aus logistischen Gründen erfolgte die Probenentnahme für den Abschnitt G1 am 02.06.2007, für den Abschnitt G2 am 09.05.2007 und für den Abschnitt G3 am 09.06.2007.

3.4 Auswahl der Probestellen

Die Probestellen wurden nach der Repräsentativität eines Gewässerabschnittes ausgewählt. Die Länge der Probestellen betrug jeweils 25 m.

3.5 Kartierung des Substrates

Die Deckungsgrade des Substrates der Gewässersohle wurde jeweils in 5%-Schritten geschätzt. Da die Trübung des Wassers die Sicht auf den Grund nicht zuließ, musste die Schätzung auf Stichproben beruhen. Es wurden jeweils 20 Substrat-Stichproben genommen.

3.6 Erfassung der physikalischen Wasserparameter

Es wurden je Probestelle folgende physikalischen Parameter mit dem Sauerstoffsensor CellOx 325, der pH-Einstabmesskette SenTix 61 und der Standard-Leitfähigkeitsmeßzelle TetraCon 325 in 30 cm Tiefe mit Hilfe des WTW Multiparameter-Messgeräts Multi 197i erfasst: Temperatur, Sauerstoff, Leitfähigkeit und pH-Wert.

3.7 Fließgeschwindigkeit

Die Fließgeschwindigkeit wurde mit der Driftkörpermethode nach Schwoerbel (1994) mit einem Zweig als Schwimmkörper bestimmt (Mittelwert von drei Messungen). Es wurde die Zeit gestoppt, die der Driftkörper benötigt, um in der fließenden Welle 2 m zurückzulegen. Dieser Wert wurde anschließend auf Meter pro Sekunde umgerechnet.

3.8 Probenahme

Die Probenahme erfolgte nach Meier et al. (2006) mit dem optionalen Schritt *Aufarbeitung der Benthosprobe im Gelände zur Reduzierung des Probenvolumens.*

Für die Probenentnahme wurde ein Kescher mit einem rechteckigen Rahmen von 25 x 25 cm mit einer Maschenweite von 500 µm verwendet. Es wurden je Gewässerabschnitt 20 Teilhabitate mit der „Kicksample"-Methode (siehe z.B. Klee 1998) beprobt. Die Auswahl der Teilhabitate richtete sich nach der Deckung der Substrate. Jeder Substrat-Typ wurde einmal für je 5% Flächendeckung beprobt. Der Kescherinhalt wurde zunächst in einen 10 l-Eimer überführt und dann portionsweise in eine Weißschale gegeben. Äste und größere Steine wurden mit einer Federstahlpinzette nach Organismen abgesucht. Mit der Schlämmtechnik wurde das mineralische Substrat abgetrennt. Turbularia, Gastropoda, Bivalvia und Hirudinea wurden in mit Bachwasser befüllte Probengefäße sortiert und noch am selben Tag bestimmt und ausgezählt. Der verbleibende Rest der Probe (totes organisches Material und die Organismen) wurde in ein mit 70%-Ethanol befülltes Probegefäße überführt. Später im Labor wurden die Organismen heraus gesammelt, bestimmt und ausgezählt.

3.9 Bestimmung des Makrozoobenthos

Die Bestimmung der Organismen erfolgte unter Verwendung einschlägiger Bestimmungsliteratur (siehe Literaturverzeichnis) mit einem Binokular (Müller) mit bis zu 80-facher Vergrößerung. Das Niveau der Bestimmung wurde durch die *Operationelle Taxaliste* (www.fliessgewaesser.de) vorgegeben.

3.10 Ermittlung der ökologischen Qualität

Die ökologische Qualität der Probenstellen wurde anhand des Makrozoobenthos mit der Software PERLODES (ASTERICS 3.10) berechnet. Andere ausgewählte Parameter, wie z.B. der Saprobienindex, die die Software mit berechnet, wurden ebenfalls dokumentiert.

Anmerkung: Im April 2008 wurde von dem Entwickler-Team der Software der Hinweis verschickt, dass Fehler in der Datenbank aufgetreten sind, die möglicherweise zu einer Verschiebung der Ergebnisse führen könnten.

4 Ergebnisse

4.1 Gewässertyp

Die Gleen gehört in den untersuchten Abschnitten dem Gewässertyp 5.1 (Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche) an.

4.2 Gewässerstruktur

Die Ermittlung der Gewässerstrukturgüte der beprobten Segmente mit Hilfe des Gewässerstrukturgüteinformationssystemes GESIS ergab für G1 eine Gewässerstrukturgüte von 4 (deutlich verändert), für G2 und G3 eine Gewässerstrukturgüte von 5 (stark verändert). Ein Überblick über die Strukturgüteklassen liefert Tabelle 1. Eine detaillierte Auflistung der einzelnen Hauptparameter findet sich in Tabelle 2.

Tabelle 1: Die Strukturgüteklassen nach (LAWA 2000)**.**

Strukturgüteklasse	Grad der Beeinträchtigung
1	unverändert
2	gering verändert
3	mäßig verändert
4	deutlich verändert
5	stark verändert
6	sehr stark verändert
7	vollständig verändert

Tabelle 2: Gewässerstrukturgüte der untersuchten Abschnitte (Quelle: www.gesis.hessen.de).

Probestelle	**G1**	**G2**	**G3**
Segment	**120**	**118**	**111**
Gesamtbewertung	4	5	5
Laufentwicklung	5	7	7
Längsprofil	5	6	4
Querprofil	6	6	7
Sohlenstruktur	1	5	3
Uferstruktur	2	4	5
Gewässerumfeld	6	4	6

4.3 Substrat

Die Ergebnisse der Substratkartierung sind der Tabelle 3 zu entnehmen. Die größte Fraktion stellen Steine und Grobkies (Meso- und Mikrolithal). Das Auftreten von feinpartikulärem organischem Material (FPOM) bei Probestelle G2 ist mit dem unmittelbaren Einfluss der Kläreinleiters verbunden. Totholz (Xylal) ist in geringer Deckung in den Probestellen G2 und G3 mit jeweils 5% vorhanden.

Tabelle 3: Deckungsgrade der Substrattypen.

Substrat	G1	G2	G3
Makrolithal (>20 cm-40 cm)	5%	10%	5%
Mesolithal (>6 cm-20 cm)	15%	35%	10%
Mikrolithal (>2 cm-6 cm)	50%	30%	65%
Akal (>0,2 cm-2 cm)	10%	-	15%
Psammal (>6 µm-2 mm)	20%	10%	-
FPOM	-	10%	-
Xylal (Holz)	-	5%	5%

4.4 Physikalische Wasserparameter

Eine Übersicht über die physikalischen Parameter Temperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert und Leitfähigkeit gibt die Tabelle 4. Vor allem bei den unterschiedlichen Temperaturen zwischen den Untersuchungsabschnitten ist zu beachten, dass die Untersuchungen an verschiedenen Tagen stattgefunden haben. Der Sauerstoffgehalt weist zwischen den Untersuchungsabschnitten keine großen Unterschiede auf. Der pH-Wert ist bei der Untersuchungsstelle G1 mit 7,06 am niedrigsten, direkt hinter dem Kläranlageneinleiter (G2) mit 7,43 am höchsten. Bei G3 wurde ein pH-Wert von 7,14 gemessen. Die Leitfähigkeit bei G1 ist mit 227 µS/cm am geringsten, steigt bei G2 sprunghaft auf 288 µS/cm an und erhöht sich bei G3 noch einmal auf 306 µS/cm.

Tabelle 4: Die physikalischen Parameter des Wassers der Untersuchungsabschnitte. Die Beprobungen fanden am 02.06.2007 (G1), 09.05.2007 (G2) und 09.06.2007 (G3) statt.

	G1	G2	G3
Temperatur [°C]	13,6	11,0	16,8
Sauerstoff [mg/l]	9,34	9,28	9,31
pH	7,06	7,43	7,14
Leitfähigkeit [µS/cm]	227	288	306

4.5 Fließgeschwindigkeit

Die Fließgeschwindigkeit betrug zum Untersuchungszeitpunkt bei G1 0,4 m/s; bei G2 0,25 m/s und bei G3 0,1 m/s.

4.6 Makrozoobenthos

Die Abundanzen der gefangenen Organismen an den jeweiligen Untersuchungsabschnitten sind der Tabelle 5 zu entnehmen. Es wurden 48 verschiedene Taxa ermittelt.

Tabelle 5: Abundanzen des Makrozoobenthos. Datum der Beprobung: G1=02.06.2007; G2=09.05.2007; G3=09.06.2007. Zuordnung der leitbildtypischen Taxa nach Haase et al. (2004).

	Leitbildtypisches Taxa	G1	G2	G3
Gastropoda				
Ancylus fluviatilis	X	5	2	1
Anisus leucostoma		1	1	0
Radix balthica / labiata		2	4	0
Radix auricularia		0	1	0
Planorbis planorbis		0	1	0
Bathyomphalus contortus		1	0	0
Oligochaeta				
Lumbriculidae sp.	X	18	6	19
Hirudinea				
Erpobdella octoculata	X	12	63	48
Glossiphonia sp.	X	1	0	0
Crustacea				
Gammarus pulex	X	63	0	4
Asellus aquaticus		0	2	15
Ephemeroptera				
Ephemera danica	X	80	60	18
Serratella ignita	X	38	0	0
Baetis sp.		9	0	0
Baetis rhodani	X	12	11	0
Procloeon bifidum		0	1	1
Torleya major	X	10	29	0
Ecdyonurus helveticus-Gruppe	X	0	2	0
Habrophlebia fusca	X	0	1	1

	Leitbildtypisches Taxa	G1	G2	G3
Odonata				
Calopteryx splendens		1	0	0
Coleoptera				
Limnius volckmari Ad.	X	7	0	0
Elmis aenea/maugetii/rietschel/rioloides Ad.	X	7	0	0
Orectochilus (Orectochilus) villosus Lv.	X	3	0	0
Gyrinus sp. Lv.		0	1	0
Microcara testacea Ad.		0	1	0
Platambus maculatus Ad.	X	0	0	1
Trichoptera				
Hydropsyche siltalai	X	4	52	0
Hydropsyche instabilis	X	0	12	0
Philopotamus sp.	X	0	1	0
Polycentropus flavomaculatus	X	9	1	0
Rhyacophila (Rhyacophila) sp.	X	2	0	1
Lype sp.		1	0	0
Psychomyia pusilla	X	8	0	0
Chaetopterygini / Stenophylacini sp.		99	46	60
Mystacides longicornis / nigra		0	0	4
Silo nigricornis	X	2	0	0
Goeridae sp.		39	4	8
Lasiocephala basalis	X	32	10	0
Limnephilini sp.		27	1	0
Diptera				
Dicranota sp.	X	2	0	0
Chironomidae sp.	X	1	2	0
Chironomini sp.	X	6	25	7
Atherix ibis	X	9	1	0
Antocha sp.		1	0	0
Dolichopodidae sp.		1	0	0
Limoniidae sp.	X	0	3	0
Prosimulium sp.	X	0	2	0
Clinocerinae sp.		0	3	0

4.6.1 Taxonomische Gruppen

Der Untersuchungsabschnitt G1 wies zum Zeitpunkt der Beprobung 33 verschiedene Taxa aus 10 verschiedenen Taxa-Gruppen auf, von denen 12 leitbildtypische Taxa sind (nach Haase et al. 2004). Trichoptera waren mit 10 verschiedenen Taxa am artenreichsten vertreten, gefolgt von Ephemeroptera mit 5 verschiedenen Taxa. Diptera und Gastropoda waren mit jeweils 4 Taxa vertreten, Coleoptera mit 3.

Beim Untersuchungsabschnitt G2 konnten 30 verschiedene Taxa aus 9 Taxa-Gruppen nachgewiesen werden, von denen ebenfalls 12 Taxa als leitbildtypisch zugeordnet werden. Wieder waren Trichoptera mit 8 Taxa am artenreichsten. Ephemeroptera wiesen 6 Taxa auf, Gastropoda 5, gefolgt von Diptera mit 4. Für Käfer (Coleoptera) konnten nur 2 verschiedene Taxa nachgewiesen werden. Der Untersuchungsabschnitt G3 war mit 15 Taxa aus 8 Taxa-Gruppen mit Abstand der artenärmste. Nur 4 Taxa konnten als leitbildtypisch zugeordnet werden. Es wurden 4 verschiedene Köcherfliegenlarven (Trichoptera) nachgewiesen und 3 Eintagsfliegenlarven (Ephemeroptera). Bis auf Crustacea und die Sammelgruppe „Others“ mit jeweils 2 waren alle anderen Taxa-Gruppen nur mit jeweils einem Taxon vertreten. Eine Übersicht über die Taxa-Gruppen geben Tabelle 6 und die Abbildung 6 bis Abbildung 8 im Anhang.

Abbildung 4: Trichoptera bildeten die artenreichste taxonomische Gruppe. Hier ein Exemplar von *Mystacides nigra*.

Tabelle 6: Anzahl der Taxa-Gruppen.

	G1	G2	G3
Gastropoda	4	5	1
Oligochaeta	1	1	1
Hirudinea	2	1	1
Crustacea	1	1	2
Ephemeroptera	5	6	3
Odonata	1	0	0
Trichoptera	10	8	4
Coleoptera	3	2	1
Diptera	4	4	0
Others	2	2	2
Gesamt	34	30	15

4.6.2 Ernährungstypen

Im Untersuchungsabschnitt G1 überwiegen die Weidegänger (grazers and scrapers) mit 24,0% und Zerkleinerer (shredders) mit 22,5%. Die zweitstärkste Gruppe bei den Ernährungstypen bilden die Sammler (gatherers/collectors) mit 16,8%, gefolgt von den Räubern (predators) mit 13,1% und den aktiven Filtrierern (active filter feeders) mit 11,0%. Die anderen Ernährungstypen sind nur mit geringen Anteilen vertreten.

Im Abschnitt G2 dominieren Räuber (27,1%) und Sammler (22,2%). Weidegänger machen 15,5% aus und Zerkleinerer, aktive und passive Filtrierer stellen zusammen etwa ein Drittel der Ernährungstypen.

Im Abschnitt G3 steigt der Anteil der Räuber noch einmal auf 33,4%, der von den Zerkleinerern auf 26,3%. Weidegänger und Sammler stellen zusammen nur ein Viertel der Ernährungstypen und aktive Filtrierer sind nur noch mit einem Anteil von 6,7% vertreten. Eine Übersicht der Anteile an den Ernährungstypen geben Tabelle 7 und die Abbildung 9 bis Abbildung 11 im Anhang.

Tabelle 7: Übersicht Ernährungstypen (Feeding types) in %.

	G1	G2	G3
Grazers and scrapers	24,0	15,5	10,6
Miners	0,02	0,06	0
Xylophagous Taxa	1,91	0,86	0
Shredders	22,5	10,4	26,3
Gatherers/Collectors	20,1	22,2	23,0
Active filter feeders	11,0	12,1	6,67
Passive filter feeders	0,72	10,0	0
Predators	13,1	27,1	33,4
Parasites	0,02	0,06	0
Other Feeding types	0,08	0,17	0
No data available	6,63	1,433	0

4.7 PERLODES-basierte Auswertungen

4.7.1 Ökologische Qualität der Gewässerabschnitte

Die mit der Software PERLODES ermittelten ökologischen Zustandsklassen sind für die Gewässerabschnitte G1 und G2 mit *mäßig*, für G3 mit *schlecht* klassifiziert. Die ökologischen Zustandsklassen errechnen sich aus den Qualitätsklasse-Modulen Saprobienindex, allgemeine Degradation und Versauerung. Eine Zusammenfassung der Ergebnisse von PERLODES ist in der Tabelle 8 dargestellt. Das Qualitätsklasse Modul „Saprobie“ fällt bei G1 und G2 *gut*, bei G3 *mäßig* aus. Auch im Modul „Allgemeine Degradation“ führen die Berechnungen für G1 und G2

zur Klassifikationsklasse *mäßig*, bei G3 zu *schlecht*. Im Modul „Versauerung“ erhalten alle Untersuchungsabschnitte ein *sehr gut*.

Tabelle 8: Zusammenfassung der Ergebnisse der mit PERLODES berechneten ökologischen Zustandsklassen der Gewässerabschnitte.

	G1	G2	G3
Fließgewässertyp	05.1	05.1	05.1
Taxaliste für das Modul "Allgemeine Degradation"	gefiltert	gefiltert	gefiltert
Ökologische Zustandsklasse	mäßig	mäßig	schlecht
Ergebnis der Ökologischen Zustandsklasse ist	gesichert	gesichert	nicht gesichert
Qualitätsklasse Modul "Saprobie"	gut	gut	mäßig
Ergebnis des Modules "Saprobie" ist	gesichert	gesichert	nicht gesichert
Qualitätsklasse Modul "Allgemeine Degradation"	mäßig	mäßig	schlecht
Ergebnis des Modules "Allgemeine Degradation" ist	gesichert	gesichert	nicht gesichert
Qualitätsklasse Modul "Versauerung"	sehr gut	sehr gut	sehr gut
Ergebnis des Modules "Versauerung" ist	gesichert	gesichert	nicht gesichert

4.7.2 Saprobienindex

Der Untersuchungsabschnitt G2 hat mit 1,93 (*gut*) den besten Saprobienindex, G1 ist mit 1,98 (*gut*) nur unwesentlich schlechter und G3 weist einen Saprobienindex von 2,30 (*mäßig*) auf. Alle Untersuchungsabschnitte lagen mit ihrem Streuungsmaß innerhalb der Vorgaben (Streuungsmaß < 0,2). Die vorgegebene Abundanzsumme von 20 (siehe DIN 38410-1) wurde von G3 nicht erreicht (Abundanzsumme: 17). G1 und G2 erfüllten das Kriterium der Abundanzsumme. Eine Aufstellung des Grundzustandes und der Klassengrenzen für den Gewässertyp 5.1 findet sich in Tabelle 9, ein Überblick über den ermittelten Saprobienindex gibt Tabelle 10.

Tabelle 9: Grundzustände und Klassengrenzen des typspezifischen Saprobienindexes (Modul „Saprobie“) für den Fließgewässertyp 5.1 (Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche) aus Meier et al. (2006) nach Friedrich & Herbst (2004) und Rolauffs et al. (2003).

Typ	Grund-zustand	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
5.1	1,45	≤ 1,60	> 1,60-2,10	> 2,10-2,75	> 2,75-3,35	> 3,35

Tabelle 10: Saprobienindex (German Saprobic Index).

	G1	G2	G3
Ergebnis	gut	gut	mäßig
Saprobienindex	1,98	1,93	2,30
Streuungsmaß	0,08	0,13	0,16
Abundanzsumme	43	34	17

4.7.3 Allgemeine Degradation

Das Modul „Allgemeine Degradation“ berechnet sich beim Fließgewässertyp 5.1 aus den Einzelindices: German Fauna Index type 5, Rheoindex und dem EPT [%]-Index, der den Anteil an Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera an der Probe zur Grundlage der Berechnung nimmt. Die Tabelle 11 listet die Grenzen der Qualitätsklassen der Einzelindices für das Modul „Allgemeine Degradation“ auf. In der Tabelle 12 wird eine Zusammenfassung der Einzelindices der „Allgemeinen Degradation“ dargestellt. Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse findet sich im Anhang (Tabelle 14 bis 16).

Tabelle 11: Qualitätsklassen der Einzelindices des Modules „Allgemeine Degradation“ aus Meier et al. (2006).

sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
> 0,8	> 0,6-0,8	> 0,4-0,6	> 0,2-0,4	≤ 0,2

Tabelle 12: Zusammenfassung Qualitätsklassenmodul „Allgemeine Degradation“.

	G1	G2	G3
Allgemeine Degradation	0,48	0,41	0,18
- German Fauna Index	0,38	0,25	0,07
- Rheoindex	0,39	0,34	0
- EPT [%]-Index	0,76	0,79	0,60

4.7.4 Versauerung

Das Qualitätsklassenmodul „Versauerung“ zeigt nach dem Bewertungsschema von Braukmann & Biss (2004), dass alle untersuchten Gewässerabschnitte hinsichtlich Versauerung keine Belastungen aufweisen (siehe Tabelle 13).

Tabelle 13: Qualitätsklassenmodul „Versauerung“ nach Braukmann & Biss (2004).

	G1		**G2**		**G3**	
	Ergebnis	Qualitätsklasse	Ergebnis	Qualitätsklasse	Ergebnis	Qualitätsklasse
Acid Class (5-class version)	1	sehr gut	1	sehr gut	1	sehr gut
- Result of the acid class	reliable	-	reliable	-	not reliable	-

5 Diskussion

5.1 Strukturgüte

Die Gewässerstrukturgüte der Gleen in den untersuchten Abschnitten wurde mit „deutlich verändert - 4“ (G1) und „stark verändert – 5“ (G2 und G3) bewertet (Quelle: www.gesis.hessen.de). Insbesondere die schlechte Bewertung der Laufentwicklung (G1: 5; G2: 7; G3: 7) und des Querprofiles (G1: 6; G2: 6; G3: 7) fallen ins Gewicht. Die hohen Unterschiede in der Bewertung der Sohlenstruktur (G1: 1; G2: 5; G3: 3) und der Uferstruktur (G1: 2; G2: 4; G3: 5) können in den eigenen Untersuchungen nicht bestätigt werden, da alle drei Abschnitte sowohl eine ähnliche Uferstruktur als auch eine ähnliche Gewässersohle aufweisen. Nach Beavan et al. (2001) ist die Wasserqualität der primäre limitierende Faktor der Invertebraten-Biozönose. Eine Verbesserung der Gewässerstrukturgüte kann nur bei gleichzeitiger Verbesserung der Wasserqualität zur Aufwertung der Lebensgemeinschaft des Baches führen. Die Arbeit von Böhmer et al. (2001) zeigt, dass Bioindices von Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaften nicht mit typologischen Parametern wie Flussgröße oder dominantes Substrat korrelieren, aber gut mit Belastungsparametern wie Leitfähigkeit oder Chlorid-Konzentration.

Demnach ist davon auszugehen, dass in diesen drei strukturell ähnlichen Abschnitten der Gleen die Gewässerstrukturgüte nicht zu maßgeblichen Unterschieden in der Zusammensetzung der Makrozoobenthos-Biozönose führen wird. Andererseits sollte die Bewertung der biologischen Ergebnisse nicht ausschließlich auf die Wasserqualität reduziert werden, sondern auch die Möglichkeit eines Einflusses durch Strukturunterschiede einräumen.

5.2 Physikalische Wasserparameter

Der Sauerstoffgehalt ist in den unterhalb des Kläranlageneinlaufes gelegenen Gewässerabschnitten G2 und G3 nur unwesentlich geringer (9,28 mg/l; 9,31 mg/l) als im oberhalb gelegenen Abschnitt G1 (9,34 mg/l). Durch die Zufuhr des nährstoffreichen Abwassers wäre eine Sauerstoffzehrung zu erwarten gewesen. Der atmosphärische Sauerstoffeintrag scheint diese jedoch weitgehend zu kompensieren. Der sprunghafte Anstieg des pH-Wertes und der Leitfähigkeit hinter dem Einleiter belegen die Veränderung des Bachwassers durch die Zufuhr des geklärten Abwassers. Die erhöhte Leitfähigkeit ist auf einen Anstieg der Ionenkonzentration im Wasser zurückzuführen und weist auf einen Anstieg gelöster Substanzen bzw. Nährsalze hin.

5.3 Makrozoobenthos und ökologische Gewässerqualität

Vor der Einleitung des geklärten Abwassers wies die Gleen auf Basis der Makrozoobenthos-Biozönosenanalyse, eine „*mäßige*“ ökologische Gewässerqualität auf. Direkt hinter der Einleitungsstelle wurde ebenfalls eine „*mäßige*“ ökologische Gewässerqualität ermittelt. Der

Abschnitt 600 m hinter dem Kläranlageneinlauf wies eine „schlechte“ ökologische Gewässerqualität auf. Während Versauerung in keinem der untersuchten Abschnitte eine Rolle spielt, wirkt sich das Qualitätsklassenmodul „Allgemeine Degradation“ entscheidend für die Gesamtbewertung aus. Dieser setzt sich aus dem German Fauna Index, dem Rheoindex und dem EPT [%]-Index zusammen. Der German Fauna Index wurde entwickelt, um hydromorphologische Degradation über die Makrozoobenthos-Gemeinschaft zu erfassen (Lorenz et al. 2004). Der Rheoindex errechnet sich aus dem Verhältnis von rheophilen bzw. rheobionten Arten (strömungsliebende Arten bzw. Arten, die ausschließlich in stark durchströmten Bereichen vorkommen) zu Stillwasserarten und Ubiquisten (siehe Hering et al. 2004a und Böhmer et al. 2004). Der EPT[%]-Index errechnet sich aus der Taxazahl der Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera. Da diese Ordnungen überwiegend Arten enthalten, die sich intolerant gegenüber Belastungen verhalten, insbesondere gegenüber saprobieller Belastung und toxischen Einflüssen, handelt es sich hier um einen sehr sensitiven Metrics (Hering et al. 2004a). Damit zielen die beiden zuerst genannten Metrices eher auf die Strukturgüte eines Gewässers, der EPT[%]-Index eher auf die Wasserqualität ab.

Der Abschnitt G3 erhält im Qualitätsklassenmodul „Allgemeine Degradation“ die Bewertung „schlecht“ mit einem Index von 0,18. Maßgeblich sind für das schlechte Abschneiden das Ausbleiben rheobionter/-philer Taxa und der schlechte German Fauna Index verantwortlich. Die Abschnitte G1 und G2 erhalten bei diesem Qualitätsklassenmodul eine „mäßige“ Bewertung mit der Tendenz einer Verschlechterung zur Untersuchungsstelle G2. Allerdings ist der EPT[%]-Index, der von diesen drei Metrices am ehesten eine stoffliche Belastung anzeigen könnte, mit 0,79 bei G2 sogar höher als bei G1 mit 0,76 und indiziert damit eine geringere Belastung.

Gleiches gilt für den Saprobienindex, der eine organische Belastung anzeigen soll. Der Abschnitt G2 ist trotz des Einflusses des geklärten Abwassers mit 1,93 leicht besser als G1 mit 1,98, während G3 mit 2,30 nur einen „mäßigen“ Saprobienindex aufweist.

Somit wirken sich die Einflüsse durch das geklärte Abwasser in den Indices offensichtlich erst in einem bestimmten Abstand (> 50 m) signifikant aus. Die berechneten Indices sollten aber nicht darüber hinwegtäuschen, dass der Zufluss des geklärten Abwassers dennoch sofort gravierende Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos ausübt, was erst bei genauerer Betrachtung der Taxa und ihrer Abundanzen deutlich wird: Die Artendiversität verringert sich direkt hinter dem Zulauf um 9% (G2) und 600 m weiter sogar um 55% (G3) gegenüber G1. Der Bachflohkrebs *Gammarus pulex*, der bei G1 noch mit zu den zahlreichsten Taxa zählt, fällt bei G2 komplett aus und ist bei G3 nur wieder mit einer sehr geringen Abundanz vertreten. Ebenso verschwindet die Eintagsfliegenlarve von *Serratella ignita* nach Zufluss des Klärwassers, obwohl sie vorher zahlreich vertreten war. Auch die Käfer *Limnius volckmari*, *Elmis* sp. und *Orectochilus villosus* sowie einige Köcherfliegenlarven wie *Psychomyia pusilla* konnten hinter dem Kläranlagenzufluss nicht mehr nachgewiesen werden. Dafür konnte der Abschnitt G2 einige Taxa aufweisen, die nicht im Abschnitt G1 vorkamen. Allerdings handelt es sich größtenteils um Einzelfunde, die möglicherweise, trotz einer Gewichtung der Abundanz, in die Indices-Berechnungen

überproportional einfließen und somit ebenfalls zu entsprechend guten Qualitätsklassen führen. Hier wäre eine Option der Software sehr praktisch, die den Einfluss einer Art auf das Ergebnis anzeigen würde.

Außerdem werden Störungen in einem Fließgewässer nicht nur über das Ausbleiben ökologisch anspruchsvoller Arten sichtbar, sondern auch über das (massenhafte) Auftreten von sogenannten „Störzeigern". Das dominierende Auftreten des Hundeegels (*Erpodella octoculata*) in den Gewässerabschnitten G2 und G3 ist z.B. ein Hinweis auf eine Belastung des Wassers.

Möglicherweise könnten diese „Störzeiger" ein größeres Gewicht in der Bewertung des ökologischen Zustandes eines Fließgewässers erhalten, wie z.B. bei der Bewertung von Fließgewässern mit Makrophyten (van de Weyer 2003).

Die Abbildung 5 zeigt die Abundanzen der für den Referenz-Abschnitt G1 die Biozönose bestimmenden Taxa (Abundanz ≥ 5) in den drei beprobten Abschnitten, um den Einfluss des geklärten Abwassers auf die Bachlebensgemeinschaft zu verdeutlichen.

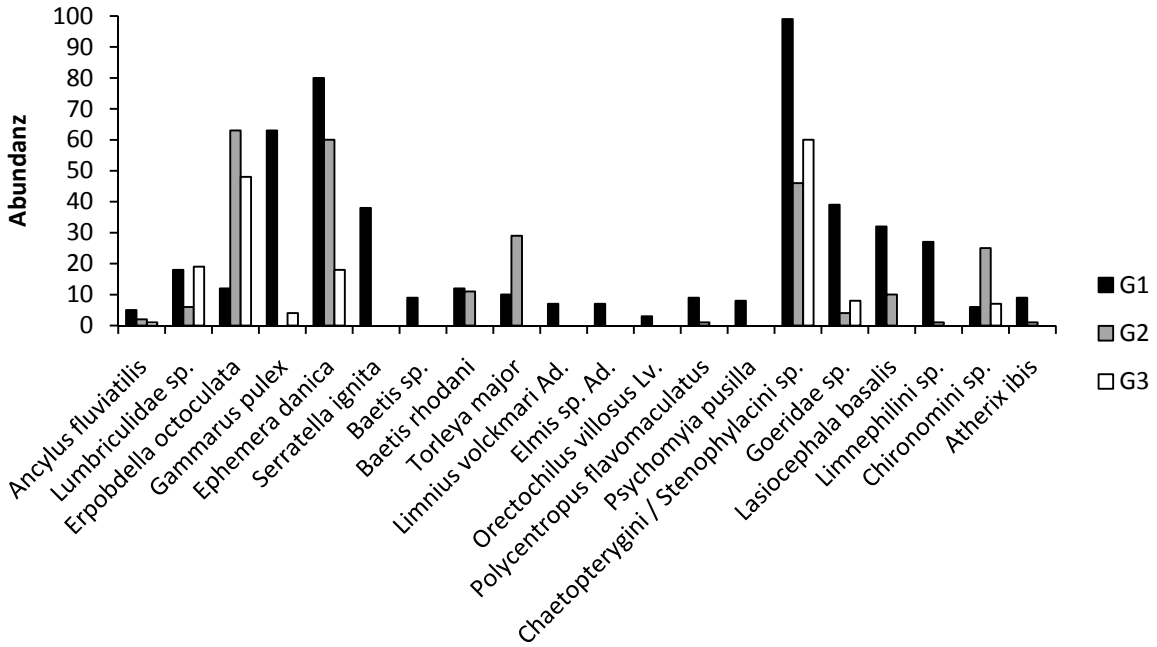

Abbildung 5: Vergleichende Darstellung der Abundanzen der Taxa an den drei beprobten Abschnitten, die im Referenz-Abschnitt G1 mindestens eine Abundanz von 5 erreicht haben.

Der Einfluss des geklärten Abwassers wird über die üblichen Effekte einer Eutrophierung in dem Maße hinausgehen, indem bioaktive bzw. toxische Substanzen die Prozesse der Abwasserreinigung überstehen und in die fließende Welle gelangen. Dabei sind nicht nur die Konzentrationen der einzelnen Substanzen zu beachten, sondern auch mögliche additive Effekte durch Kombination verschiedener Substanzen.

Die signifikante Veränderung der Makrozoobenthos-Biozönose durch die Zufuhr von geklärtem Abwasser zeigt in der vorliegenden Studie einen eindeutigen ökotoxikologischen Effekt, doch ist es nicht möglich, diesen weiter einzugrenzen.

Neben der Ermittlung der allgemeinen ökologischen Qualität eines Gewässers über ASTERICS/PERLODES oder den Saprobienindex sollten zusätzlich einzelne Arten als Bioindikatoren herangezogen werden, um ökotoxikologische Effekte aufzudecken. Die Auswahl dieser Bioindikatoren kann nur über repräsentative Referenzgewässer/ -abschnitte erfolgen.

Sie sollten folgende Anforderungen erfüllen:

- Das Taxon muss charakteristisch für die Makrozoobenthos-Biozönose dieses Gewässers (-abschnittes) sein und eine ausreichende Abundanz im Referenzabschnitt aufweisen.
- Das Taxon muss sensitiv gegenüber einer Belastung/Störung des Wassers/Gewässers sein.

Als besonders gute Bioindikatoren für eine Gewässerbelastung bieten sich in dieser Studie folgende Taxa an, da sie im Referenz-Abschnitt G1 in hoher Abundanz vorkamen und anscheinend eine hohe Sensitivität gegenüber einer unspezifischen Gewässerverunreinigung aufwiesen:

- *Ancylus fluviatilis*;
- *Gammarus pulex*;
- *Ephemera danica*;
- *Serratella ignita*;
- *Limnius volckmari*;
- *Elmis* sp.;
- *Polycentropus flavomaculatus*;
- *Psychomyia pusilla*;
- Goeridae sp.;
- *Lasiocephala basalis*;
- Limnephilini sp.;
- *Atherix ibis*.

Hier wären weitere Untersuchungen notwendig, um die Eignung der Taxa hinsichtlich Sensitivität und Repräsentativität zu überprüfen.

Abschließend bleibt festzuhalten, dass die Makrozoobenthos-Biozönose ein sensitiver Parameter ist, um einen ökotoxikologischen Effekt in einem Fließgewässer zu belegen. Dabei können nur Vergleichsuntersuchungen zu unbelasteten Referenzgewässern bzw. -gewässerabschnitten aussagekräftige Ergebnisse produzieren. Berechnungen der ökologischen Gewässerqualität nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie mit ASTERICS/PERLODES oder des Saprobienindices

vermögen zwar eine allgemeine Beurteilung der Gewässerqualität zu erzeugen, aber es können anthropogene Einflüsse, wie z.B. hier die Einleitung von Klärwasser, nicht unbedingt optimal identifiziert werden. Während die oben genannte Methode allgemein den ökologischen Zustand erfasst, in dem die Makrozoobenthos-Biozönose eines Fließgewässers mit dem optimalen Referenzzustand verglichen wird, könnten spezielle Arten als Bioindikatoren durch ihr Auftreten oder Ausbleiben möglicherweise effektiver eine Störung oder Belastung in einem Ökosystem anzeigen.

5.4 Methodenkritik

Die Beprobung der Gewässerabschnitte erfolgte erstens nicht im für Bäche im Mittelgebirge empfohlenen Zeitraum Februar bis April, sondern im Mai und Juni. Daher ist möglicher weise mit schlechteren Bewertungsergebnissen zu rechnen, als wenn die Probennahme zum optimalen Zeitpunkt stattgefunden hätte. Zweitens fanden die Probennahmen mit einer zeitlichen Verzögerung von bis zu einem Monat statt. Abhängig vom Lebenszyklus der einzelnen Arten sind gewisse Verschiebungen in der Biozönose durch emergierende Arten möglich, sodass der Vergleich der Ergebnisse kritisch erfolgen sollte. Ein gutes Beispiel für saisonale Unterschiede in der Makroinvertebraten-Biozönose von Fließgewässern gibt die Arbeit von Sporka et al. (2006).

Ein generelles Problem der Methode besteht darin, dass die Erfahrung der durchführenden Person(en) sich auf das Ergebnis auswirken kann, da keine Instrumente einer Qualitätssicherung bestehen (siehe Haase et al. 2006), auch wenn die vorgegebenen Probenahmeprotokolle und die operationelle Taxaliste erste Schritte in dieser Richtung sind.

6 Zusammenfassung

Gewässer werden einer Vielzahl von Schadstoffen ausgesetzt, die maßgeblich die Gewässergüte beeinflussen können. Die auf der deutschlandweiten standardisierten Untersuchung und Bewertung der Fließgewässer nach Vorgaben der EU-WRRL (Meier et al. 2006) basierende Software PERLODES/ASTERICS (www.fliessgewaesserbewertung.de) wurde entwickelt, um anhand des Makrozoobenthos die ökologische Qualität eines Fließgewässers zu berechnen. Hierfür werden verschiedene Metrices wie Saprobienindex, allgemeine Degradation oder Versauerung herangezogen, deren Referenzwerte sich nach dem Fließgewässertyp richten.

Ziel dieser Studie war es zu überprüfen, ob diese Methode auch für ein Biomonitoring mit speziell ökotoxikologischem Hintergrund eingesetzt werden kann.

Als Untersuchungsobjekt wurde der hessische Mittelgebirgsbach Gleen gewählt, dem an einer Stelle das behandelte Wasser einer kommunalen Kläranlage von dem Dorf Lehrbach zugeführt wird und somit einer organischen Belastung mit unbekanntem Gehalt an Schadstoffen ausgesetzt ist. Eine Untersuchungsstelle wurde als Referenz direkt vor (G1) und eine Untersuchungsstelle direkt hinter dem Kläranlagenzulauf (G2) gewählt. Eine dritte Untersuchungsstelle (G3) wurde 600 m bachabwärts gewählt.

Um einen Einfluss der Gewässerstruktur auszuschließen, wurden die Untersuchungsabschnitte so gewählt, dass eine vergleichbare Gewässerstruktur an allen drei Abschnitten vorliegt.

Die Abschnitte wurden nach Meier et al. (2006) beprobt und mit der Software PERLODES ausgewertet. Begleitend wurden die physikalischen Parameter pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und Temperatur erfasst.

Nach den Berechnungen wiesen sowohl der Referenzabschnitt G1, als auch der Abschnitt direkt hinter dem Kläranlagenzulauf (G2) eine mäßige ökologische Qualität auf. Der weiter bachabwärts gelegene Abschnitt G3 fiel durch seine Artenverarmung auf, und es wurde eine schlechte ökologische Qualität berechnet. Bei Betrachtung der einzelnen Taxa ist jedoch auch eine starke Veränderung der Makrozoobenthos-Biozönose festzustellen, wenn die Abschnitte G1 und G2 verglichen werden. Vor allem das Ausbleiben für den Referenzabschnitt charakteristischer Arten in den durch das Klärwasser belasteten Abschnitten indiziert einen ökotoxikologischen Effekt.

Somit lässt sich das Fazit ziehen, dass ein Biomonitoring mit Makrozoobenthos eine geeignete Methode ist, ökotoxikologische Effekte in Fließgewässern aufzudecken und Aussagen über die Intensität des Effektes zu treffen. Die Bewertung der ökologischen Qualität des Fließgewässers gemäß der EU-WRRL mittels ihrer Indices bietet eine standardisierte Aussage über den ökologischen Zustand eines Gewässers. Die Studie hat jedoch gezeigt, dass nicht alle Effekte (z.B. durch Umweltchemikalien) zwangsläufig zu einer Abwertung der ökologischen Zustandsklasse eines Fließgewässers führen, wenn ausschließlich die Indices zur Auswertung der Daten genutzt werden. Der Ausfall einzelner sensitiver, aber für die Biozönose charakteristischer Arten durch ein bestimmtes Ereignis oder einer dauerhaften Störung, kann nicht von den Indices

erfasst werden, wenn andere Arten hinzukommen, die rein rechnerisch den Verlust kompensieren. Um über die ökologische Beschreibung eines Gewässers hinaus ökotoxikologische Zusammenhänge aufzudecken, sollten daher auch Veränderungen der Biozönose eines Gewässers erfasst und bewertet werden.

7 Literaturverzeichnis

Bauernfeind E. (1996): Bestimmungsschlüssel für die österreichischen Eintagsfliegen, Teil 1+2. Wasser und Abwasser - Supplementband 4/94 1+2 . Wien: Österreichisches Nationalkomitee der Internationalen Arbeitsgemeinschaft Donauforschung.

Beavan L., Sadler J. & C. Pinder (2001): The invertebrate fauna of physically modified urban river. Hydrobiologia 445 , S. 97-108.

Böhmer J., Zenker A., Ackermann B. & B. Kappus (2001): Macrozoobenthos communities and biocoenotic assessment of ecological status in relation to degree of human impact in small streams in southwest Germany. Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery 8 , S. 407-419.

Böhmer J., Rawer-Jost C. & A. Zenker (2004): Multimetric assessment of data provided by water managers from Germany: assessment of several different types of stressors with macrozoobenthos communities. Hydrobiologia 516 , S. 215-228.

Braukmann U. & R. Biss (2004): Conceptual study - an improved method to assess acidification in German streams by using benthic macroinvertebrates. Limnologica 34(4) , S. 433-450.

Brock V., Kiel E. & W. Piper (1995): Gewässerfauna des norddeutschen Tieflandes - Bestimmungsschlüssel für aquatische Makroinvertebraten. Berlin; Wien: Blackwell Wissenschafts-Verlag.

Brohmer P. (1994): Fauna von Deutschland - ein Bestimmungsbuch unserer heimischen Tierwelt (19 Ausg.). Heidelberg: Quelle & Meyer Verlag.

DIN 38410-10. (2005): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M) - Teil 1: Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern (M1). Normenausschuss Wasserwesen (NAW) im DIN.

Edington J. M. & A. G. Hildrew (2005): A revised key to the caseless caddis larvae of the British isles with notes on their ecology. Freshwater Biological Association No. 53, S. 1-134.

Eiseler B. (2005): Bildbestimmungsschlüssel für die Eintagsfliegenlarven der deutschen Mittelgebirge und des Tieflandes. Dinkelscherben: Lauterbornia.

Friedrich G. & V. Herbst (2004): Eine erneute Revision des Saprobiensystems - weshalb und wozu. Acta hydrochimica et hydrobiologica 32 (1) , S. 61-74.

Glöer P. & C. Meier-Brook (1998): Süsswassermollusken (12 Ausg.). Hamburg: Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung.

Gunkel G. (1994): Bioindikation in aquatischen Ökosystemen. Jena: Gustav Fischer Verlag.

Haase P., Sundermann A., Feld C., Hering D., Lorenz A., Meier C., Böhmer J., Rawer-jost C. & A. Zenker (2004): Validation der Fließgewässertypologie Deutschlands, Ergänzung des Datenbestandes und Harmonisierung der Bewertungsansätze der verschiedenen Forschungsprojekte zum Makrozoobenthos zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht 2. Projektjahr, Biebergemünd.

Haase P., Murray-Bligh J., Lohse S., Pauls S., Sundermann A., Gunn R. & R Clarke (2006): Assessing the impact of errors in sorting and identifying macroinvertebrate samples. Hydrobiologia 566, S. 505-521.

Hering D., Meier C., Rawer-Jost C., Feld C. K., Biss R., Lohse S. & J. Böhmer (2004a): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metics. Limnologica 34 , S. 398-415.

Hering D., Moog O., Sandin L. & P.F. M. Verdonschot (2004b): Overview and application of the AQEM assessment system. Hydrobiologia 516, S. 1-20.

Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlicher Raum und Verbraucherschutz (2005): Beseitigung von kommunalen Abwässern in Hessen. Lagebericht 2004. Wiesbaden.

Klausnitzer B. (1996): Käfer im und am Wasser (2 Ausg.). Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.

Klee O. (1998): Wasser untersuchen - Einfache Analysemethoden und Beurteilungskriterien. (3 Ausg.). Wiesbaden: Quelle & Meyer Verlag.

LAWA (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland - Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. Berlin: Kulturbuch Verlag.

LAWA (2003): Karte der biozönotisch bedeutenden Fließgewässertypen Deutschlands. http://www.fliessgewaesserbewertung.de [Stand Dezember 2003].

Lorenz A., Hering D., Feld C. & P. Rolauffs (2004): A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna of five German stream types. Integrated Assessment of Running Waters in Europe 516, S. 107-127.

Macan T. T. (1977): A key to the British fresh- and brackish-water gastropods with notes on their ecology. Freshwater Biological association Scientific Publication No. 13 , S. 1-44.

Meier C., Haase P., Rolauffs P., Schindehütte K., Schöll F., Sundermann A. & D. Hering (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung - Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. http://www.fliessgewaesserbewertung.de [Stand Mai 2006].

Nesemann H. (1997): Egel und Krebsegel (Clitellata: Hirudinae, Branchiobdellida) Österreichs. Rankweil: Erste Vorarlberger Malakologische Gesellschaft.

Pottgiesser T. & M. Sommerhäuser (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In C. Steinberg, W. Calmano, R.-D. Wilken, & H. Klapper (Hrsg.), Handbuch der Limnologie (S. 19. Erg.Lfg. 7/04. VIII-2.1: 1-16 + Anhang).

Rolauffs P., Hering D., Sommerhäuser M., Jähnig S. & S. Rödiger (2003): Entwicklung eines leitbildorientierten Saprobienindexes für die biologische Fließgewässerbewertung. Berlin, Umweltbundesamt Texte 11/03.

Schmedtje U. & F. Kohmann (1992): Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen). Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft Heft 2/88 , S. 1-274.

Schwab H. (1995): Süßwassertiere - ein ökologisches Bestimmungsbuch. Stuttgart: Ernst Klett Verlag.

Schwoerbel J. (1994): Methoden der Hydrobiologie (4. Auflage). Stuttgart: Gustav Fischer Verlag.

Sporka F., Vlek H. E., Bulankova E. & I. Krno (2006): Influence of seasonal variation on bioassessment of streams using macroinvertebrates. Hydrobiologia 566, S. 543-555.

Stresemann E. (2000): Exkursionsfauna von Deutschland - Wirebellose: Insekten. Heidelberg; Berlin: Spektrum Akademischer Verlag.

Sundermann A. & S. Lohse (2005): Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Zweiflügler (Diptera) in Anlehnung an die Operationelle Taxaliste für Fließgewässer in Deutschland. Gelnhausen: Forschungsinstitut Senckenberg.

Tümpling W. & G. Friedrich (1999): Biologische Gewässeruntersuchung. Band 2. Jena: Gustav Fischer Verlag.

Van de Weyer K. (2003): Kartieranleitung zur Erfassung und Bewertung der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. LUA Merkblätter Nr. 39. Essen: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen.

Verdonschot P. F. M. & O. Moog (2006): Tools for assessing European streams with macroinvertebrates: major results and conclusions from the STAR project. Hydrobiologia 566, S. 299-309.

Wallace I. D., Wallace,B., & G. N. Philipson (2003): Keys to the case-bearing caddis larvae of Britain and Ireland. Freshwater Biological Association No. 61, S. 1-259.

Wang C., Wang Y., Kiefer F., Yediler A., Wang Z. & A. Kettrup (2003): Ecotoxicological and chemical characterization of selected treatment process effluents of municipal sewage treatment plant. Ecotoxicology and Environmental Safety 56 , S. 211-217.

Waringer J., & W. Graf (1997): Atlas der österreichischen Köchefliegenlarven unter Einschluß der angrenzenden Gebiete. Wien: Facultas-Universitätsverlag.

8 Internetlinks

http://geoextra.hmulv.hessen.de/wrrl_viewer/viewer.htm

www.fliessgewaesserbewertung.de

www.gesis.hessen.de

www.hmulv.hessen.de

www.lawa.de

www.rp-giessen.de

9 Anhang

Tabelle 14: Ergebnisse des Qualitätsklasse-Modul „Allgemeine Degradation“ von G1.

		Ergebnis	Score (0-1)	Qualitätsklasse
	Allgemeine Degradation	-	0,48	mäßig
Toleranz	- German Fauna Index type 5	-0,14	0,38	unbefriedigend
	- Result of the German Fauna Index is	reliable	-	-
	- Sum of abundance classes	29	-	-
	- Number of indicator taxa	11	-	-
Funktionen	Rheoindex	0,75	0,39	unbefriedigend
Zusammensetzung	- EPT [%] (abundance classes)	58,2	0,76	gut

Tabelle 15: Ergebnisse des Qualitätsklasse-Modul „Allgemeine Degradation“ von G2.

		Ergebnis	Score (0-1)	Qualitätsklasse
	Allgemeine Degradation	-	0,41	mäßig
Toleranz	German Fauna Index type 5	-0,46	0,25	unbefriedigend
	- Result of the German Fauna Index is	reliable	-	-
	- Sum of abundance classes	26	-	-
	- Number of indicator taxa	11	-	-
Funktionen	Rheoindex	0,74	0,34	unbefriedigend
Zusammensetzung	EPT [%] (abundance classes)	59,6	0,79	gut

Tabelle 16: Ergebnisse des Qualitätsklasse-Modul „Allgemeine Degradation“ von G3.

		Ergebnis	Score (0-1)	Qualitätsklasse
	Allgemeine Degradation		0,18	schlecht
Toleranz	German Fauna Index type 5	-0,93	0,07	schlecht
	- Result of the German Fauna Index is	not reliable	-	-
	- Sum of abundance classes	15	-	-
	- Number of indicator taxa	6	-	-
Funktionen	Rheoindex	0,42	0	schlecht
Zusammensetzung	EPT [%] (abundance classes)	50,0	0,60	mäßig

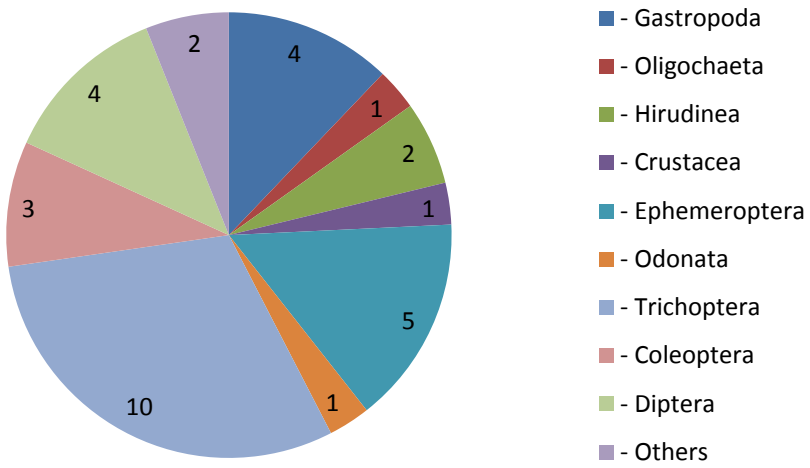

Abbildung 6: Anzahl der verschiedenen Taxa-Gruppen von G1.

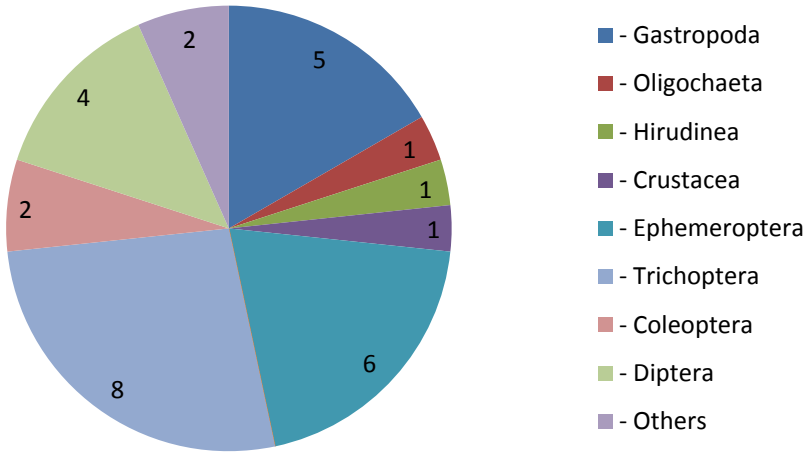

Abbildung 7: Anzahl der verschiedenen Taxa-Gruppen von G2.

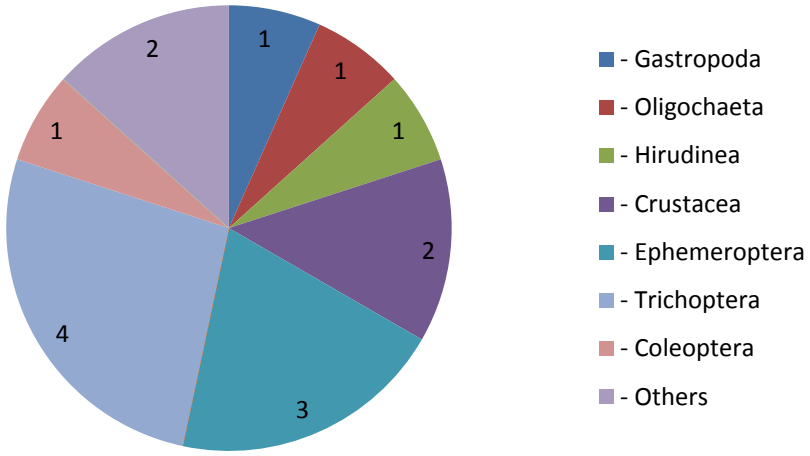

Abbildung 8: Anzahl der verschiedenen Taxa-Gruppen von G3.

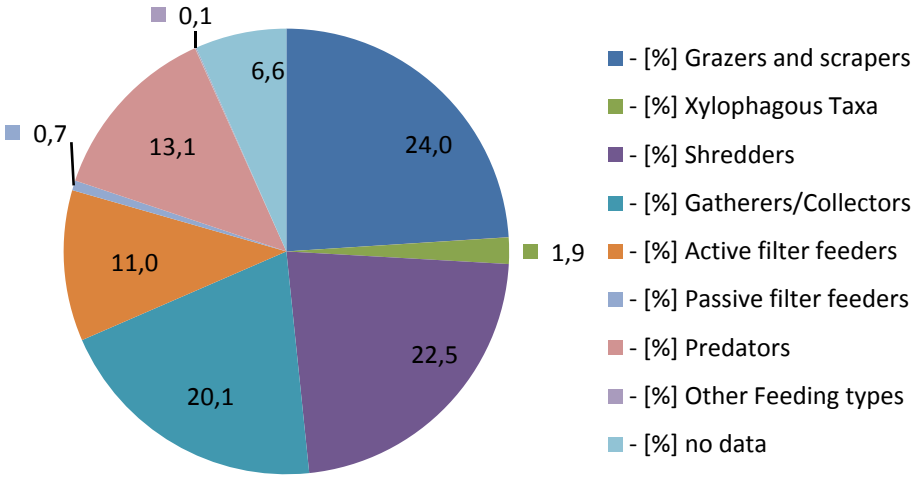

Abbildung 9: Feeding types of G1.

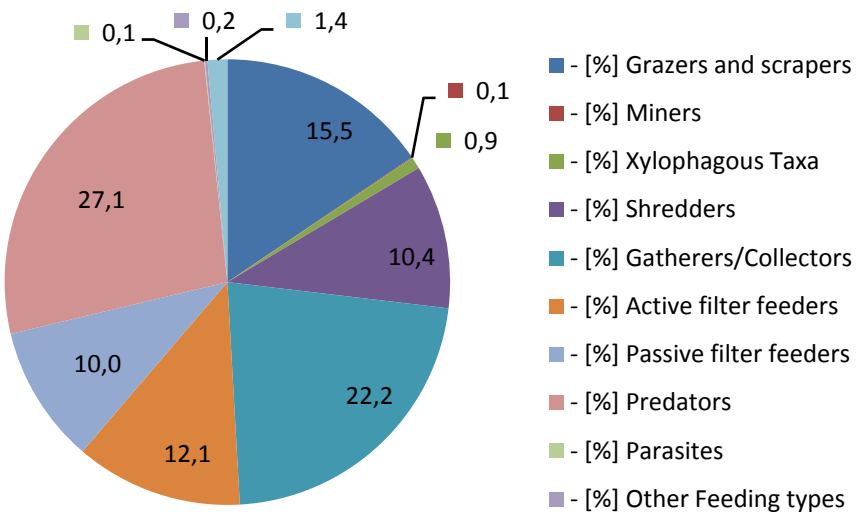

Abbildung 10: Feeding types of G2.

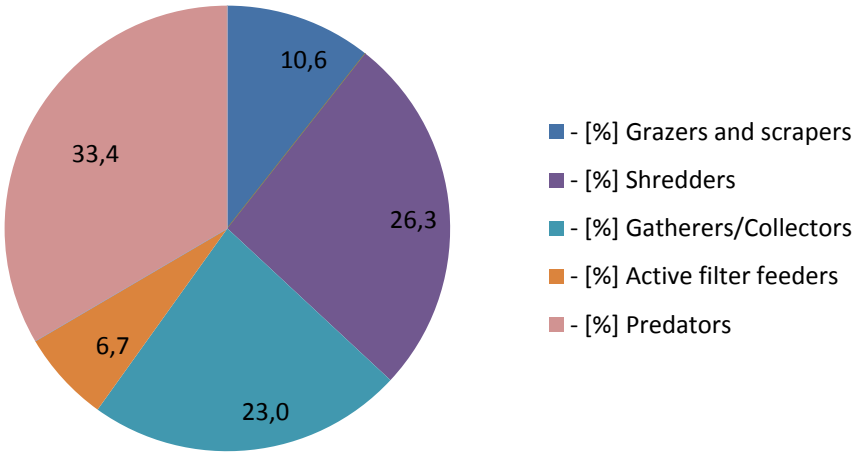

Abbildung 11: Feeding types of G3.

Tabelle 17: Monatsmittelwerte der Kläranlage-Lehrbach im Jahr 2007 in mg/l (Quelle:).

	BSB	CSB	NH_4-N	NO_3-N	NO_2-N	N_{ges}	P_{ges}
			Einlauf				
Jan	-	69	4,1	2,4	0,42	7,8	1,3
Feb	-	48	8	2	0,46	10,5	1,4
Mrz	20	38	1	2,8	0,13	3,9	0,6
Apr	255	372	9,7	2	0,38	10,0	7,4
Mai	30	45	7,2	2,8	0,27	10,2	1,8
Jun	40	68	4,2	2,1	0,42	6,7	1,6
Jul	10	45	2	1,9	0,07	3,8	1,3
Aug	20	25	2	2	0,21	3,8	1,6
Sep	30	49	5,7	2,8	0,32	8,8	1,4
Okt	4	57	-	-	-	-	-
Nov	35	26,5	9,8	2,9	0,50	13,2	1,6
Dez	50	56	5,6	5,6	0,29	11,1	0,9
			Auslauf				
Jan	-	27	3,8	7,6	0,30	11,7	1,5
Feb	-	20	1,2	10,8	0,05	12,1	1,4
Mrz	3	16	1	7,1	0,05	8,2	0,8
Apr	24	72	9,6	0,3	15,0	11,2	2,3
Mai	17	41	10,6	1,6	0,18	11,8	2,0
Jun	6	21	4,4	4,1	0,74	9,3	1,6
Jul	7	22	0,4	6,4	0,02	6,8	1,4
Aug	5	6	4	4,1	0,03	5,3	1,5
Sep	5	17	4,1	4,9	0,24	8,7	1,4
Okt	3	3	5,6	2,8	0,19	8,7	1,1
Nov	8,4	23,1	4,7	4,1	0,30	9,1	1,3
Dez	14	22	3,1	4,9	0,13	8,1	1,2

Tabelle 18: Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 der Gleen (Klein) vom RP Gießen. Abgerufen durch das Hessische Karteninformationssystem wrrl-viewer (http://geoextra.hmulv.hessen.de/wrrl_viewer/viewer.htm).

Oberflächenwasserkörper

HESSEN

Stammdaten	
Bearbeitungsgebiet (BAG):	Mittelrhein
Wasserkörper-Nummer (WK-Nr):	HE_25826.1
Gewässer:	Klein
Fliessgewässertyp:	5.1
erheblich veränderter WK (HMWB):	nein
Länge [km]:	44,8
EZG innerhalb WK [km²]:	125,0
MQ [l/s]:	899,8
MNQ [l/s]:	246,0
WK an der Grenze zu:	
Zuständigkeit:	DEHE
Bemerkungen:	
Punktquellen	
Industrielle Direkteinleiter (IDE)	
Anzahl:	
Jahresabwassermenge [l/s]:	0,0
Kommunale Kläranlagen (KA)	
Anzahl:	4
Jahresabwassermenge [l/s]:	55,0
Jahresabwassermenge incl. oberliegender WK [l/s]:	55,0
KA + IDE	
Abwasseranteil MQ [%] incl. oberliegender WK:	6,1
Abwasseranteil MNQ [%] incl. oberliegender WK:	22,4
Bodennutzungsstrukturen	
städtische Flächen [%]:	5,8
industrielle Flächen [%]:	0,2
landwirtschftliche Flächen [%]:	43,2
Wald [%]:	50,6
sonstige Flächen [%]:	0,2
Belastungen	
Erosionspotential:	kein bis beginnend
Entnahmen:	
Andere anthropogene Belastungen: (sch=Schifffahrt; fr=Freizeit; fi=Fischteiche)	

Einschätzung der Zielerreichung	
Gewässergüte	
Einstufung WRRL:	+
in % größer Güteklasse II:	0
Gewässerstruktur	
Einstufung WRRL:	?
in % gefährdeter Abschnitte:	38
Ergebnis Stufe I (Gewässergüte und -struktur)	
Einstufung WRRL:	?
in % gefährdeter Abschnitte:	38
Querbauwerke	
Anzahl (glatte Gleite, glatte Rampe, hoher u. sehr hoher Absturz):	10
Unterstützende chemisch-physikalische Qualitätskomponenten in der Biologie	
N:	+
P:	?
Temp:	+
O2:	+
Cl:	+
NH4-N:	+
pH:	+
Ergebnis Stufe III:	**?**
Ökologischer Zustand - Biologie	
Ergebnis:	**?**
Ökologischer Zustand - Chemie (spezifische Schadstoffe)	
TOC:	+
AOX:	+
SO4:	+
Schwermetalle:	+
PSM:	+
Sonstige (AS, PCB, DBT):	+
Ergebnis:	**+**
Ökologischer Zustand	
Ergebnis:	**?**
Chemischer Zustand	
Schwermetalle:	+
PSM:	+
Sonstige (PAK, TBT, HCB):	+
Ergebnis:	**+**

Gesamtbewertung:	**?**