

Klinikum der Universität Bonn
Institut für Hygiene und öffentliche Gesundheit
Direktor: Prof. Dr. med. M. Exner

Abschlußbericht zum Forschungsprojekt:

**Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung
durch Kläranlagen**

von

Dr. med. Thomas Kistemann M.A.
Dipl.-Biol. Christoph Koch
Dipl.-Geogr. Susanne Herbst
Dipl.-Biol. Andrea Rechenburg
Prof. Dr. med. Martin Exner

unter Mitarbeit von

Dipl.-Geogr. Thomas Claßen, Dipl.-Geogr. Friederike Dangendorf,
Dr. rer. nat. Harald Färber, cand. geogr. Nicole Göbel,
cand. geogr. Joachim Hundhausen, Chem.-Ing. Andreas Jaensch,
cand. geogr. Katharina Lupp, Dipl.-Biol. Wiebke Pfensig,
cand. geogr. Ina Stalleicken, Dipl.-Biol. Karin Taxacher,
cand. geogr. Alexandra Wieland

Der vorliegende Abschlußbericht zum Forschungsprojekt: „Untersuchungen zur mikrobiellen Belastung von Fließgewässern durch Kläranlagen“ wurde im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen verantwortlich erstellt von:

Dr. med. Thomas Kistemann M.A.
Projektleitung, Einzugsgebiete

Dipl.-Biol. Christoph Koch
Projektleitung, Parasitologie

Dipl.-Geogr. Susanne Herbst
Einzugsgebiete, Koordination

Dipl.-Biol. Andrea Rechenburg
Bakteriologie

Prof. Dr. med. Martin Exner
Institutsleiter

Bonn, den 19.02.2001

Danksagung

Wir bedanken uns bei allen Personen, Fachbehörden und Institutionen, die durch ihre Unterstützung zum Gelingen des Projekts beigetragen haben. Ohne ihre Auskunfts- und Kooperationsbereitschaft wäre es nicht möglich gewesen, die vorliegende Datensammlung zusammenzustellen. Insbesondere danken wir den Mitarbeitern des Erftverbandes für die Bereitstellung von Daten und die tatkräftige Unterstützung vor Ort, dem Landesvermessungsamt NRW, dem Landesumweltamt NRW, dem Landesamt für Datenverarbeitung und Statistik, der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten, dem Staatlichen Umweltamt Köln (Nebenstelle Bonn), dem Institut für Photogrammetrie der Universität Bonn, der Kreisverwaltung des Rhein-Sieg Kreises, der Landwirtschaftskammer Rheinland und dem Staatlichen Forstamt Bonn.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung: Problemstellung und Auftrag	1
2	Untersuchungsmethoden.....	4
2.1	Methoden zur geoökologischen Charakterisierung des Einzugsgebietes des Swistbaches sowie der Kläranlagen.	4
2.1.1	Einzugsgebiet des Swistbaches (und seiner Nebengewässer).....	4
2.1.2	Kläranlagen	6
2.2	Probenahmen	6
2.2.1	Auswahl der Probenahmepunkte	6
2.2.1.1	Probenahmepunkte im Einzugsgebiet des Swistbaches	7
2.2.1.2	Probenahmepunkte an den Kläranlagen.....	12
2.2.1.3	Probenahmepunkte an Regenüberlaufbecken	13
2.2.2	Zeitliches Probenahmeregime für Regelproben.....	13
2.2.3	Kriterien für niederschlags- und abflußbezogene Probenahmen	14
2.2.4	Probenahmetechnik	15
2.2.4.1	Probenahme für bakteriologische Parameter	16
2.2.4.2	Probenahme für physikochemische und chemische Parameter	16
2.2.4.3	Probenahme für parasitologische Parameter.....	16
2.2.5	Vor Ort bestimmte Parameter.....	17
2.2.6	Abflußmessung nach FISCHER (Fließgewässer).....	17
2.2.7	Dokumentation der Probenahme	18
2.3	Hydrologische Parameter.....	18
2.4	Physikalische und chemische Wasseruntersuchungen	19
2.5	Bakteriologische Wasseruntersuchungen.....	20
2.5.1	Koloniezahl	20
2.5.2	E. coli und coliforme Bakterien.....	20
2.5.3	Fäkalstreptokokken	21
2.5.4	Sulfitreduzierende sporenbildende Anaerobier (Clostridien)	22
2.5.5	Salmonella spp.	22
2.5.6	Yersinia spp.....	23
2.5.7	Campylobacter spp.	23
2.6	Parasitologische Wasseruntersuchung	24
3	Ergebnisse	26
3.1	Geoökologische Charakterisierung des Einzugsgebietes des Swistbaches.....	26
3.1.1	Geographische Lage	26
3.1.2	Naturräumliche Ausstattung	26
3.1.2.1	Geologie und Böden	28
3.1.2.2	Geomorphologie	28
3.1.2.3	Klima und Wettergeschehen	29
3.1.2.4	Vegetation	29
3.1.2.5	Hydrologie.....	30
3.1.3	Bedeutung für das landesweite Biotopverbundsystem	31
3.1.4	Anthropogene Überformung.....	31
3.1.4.1	Der Swistbach und seine Nebengewässer	31
3.1.4.2	Verkehrswege	33
3.1.4.3	Siedlungen und Abwasserwirtschaft	33
3.1.4.4	Abgrabungen, Bergbau	34
3.1.4.5	Industrie und Gewerbe.....	35
3.1.4.6	Landwirtschaft	35
3.1.4.7	Forstwirtschaft	37
3.1.4.8	Wildwirtschaft	38
3.1.4.9	Sonstiges.....	39
3.1.5	Nutzungskonflikte und Belastungen.....	39
3.1.5.1	Swistbach und seine Nebengewässer	39
3.1.5.2	Verkehrswege	41
3.1.5.3	Siedlungen und Abwasserwirtschaft	41
3.1.5.4	Abgrabungen, Bergbau	41
3.1.5.5	Industrie und Gewerbe.....	41
3.1.5.6	Forstwirtschaft	42
3.1.5.7	Wildwirtschaft	42
3.1.5.8	Landwirtschaft	42

3.1.5.9	Erholung	43
3.2	Charakterisierung der Kläranlagen	44
3.2.1	Kläranlage Flerzheim	44
3.2.2	Kläranlage Heimerzheim	45
3.2.3	Kläranlage Hilberath	46
3.2.4	Kläranlage Loch	47
3.2.5	Kläranlage Miel	48
3.2.6	Kläranlage Rheinbach	48
3.3	Regelmäßige Untersuchungen der Fließgewässer	50
3.3.1	Abflußmessungen	50
3.3.2	Physikalische und chemische Parameter	51
3.3.2.1	Swistbach	51
3.3.2.2	Schiefelsbach	53
3.3.2.3	Wallbach	53
3.3.3	Bakteriologische Parameter	54
3.3.3.1	Swistbach, oberhalb Holzweiler (P01)	54
3.3.3.2	Swistbach, oberhalb der Kläranlage Flerzheim (P03)	54
3.3.3.3	Schiefelsbach, oberhalb der Kläranlage Loch (P04)	54
3.3.3.4	Schiefelsbach, unterhalb der Kläranlage Loch (P05)	55
3.3.3.5	Swistbach, unterhalb der Kläranlage Flerzheim (P06)	55
3.3.3.6	Wallbach (P07)	55
3.3.3.7	Swistbach, unterhalb der Kläranlage Miel (P08)	55
3.3.3.8	Swistbach, oberhalb der Kläranlage Heimerzheim (P09)	56
3.3.3.9	Swistbach, unterhalb der Kläranlage Heimerzheim (P10)	56
3.3.4	Parasitologische Parameter	56
3.3.4.1	Swistbach	56
3.3.4.2	Schiefelsbach	57
3.3.4.3	Wallbach	57
3.4	Regelmäßige Untersuchungen der Kläranlagenzuläufe und –abläufe	58
3.4.1	Betriebsparameter	58
3.4.2	Betriebsbedingungen während des Untersuchungsjahres	61
3.4.2.1	Kläranlage Flerzheim	62
3.4.2.2	Kläranlage Heimerzheim	62
3.4.2.3	Kläranlage Hilberath	63
3.4.2.4	Kläranlage Loch	63
3.4.2.5	Kläranlage Miel	64
3.4.2.6	Kläranlage Rheinbach	64
3.4.3	Physikalische und chemische Parameter	65
3.4.3.1	Kläranlage Flerzheim	65
3.4.3.2	Kläranlage Heimerzheim	66
3.4.3.3	Kläranlage Hilberath	66
3.4.3.4	Kläranlage Loch	67
3.4.3.5	Kläranlage Miel	67
3.4.3.6	Kläranlage Rheinbach	68
3.4.4	Bakteriologische Parameter	68
3.4.4.1	Kläranlage Flerzheim	68
3.4.4.2	Kläranlage Heimerzheim	69
3.4.4.3	Kläranlage Hilberath	70
3.4.4.4	Kläranlage Loch	70
3.4.4.5	Kläranlage Miel	71
3.4.4.6	Kläranlage Rheinbach	71
3.4.5	Parasitologische Parameter	72
3.4.5.1	Kläranlage Flerzheim	72
3.4.5.2	Kläranlage Heimerzheim	72
3.4.5.3	Kläranlage Hilberath	73
3.4.5.4	Kläranlage Loch	73
3.4.5.5	Kläranlage Miel	73
3.4.5.6	Kläranlage Rheinbach	74
3.5	Ereignisbezogene Untersuchungen von Regenrückhaltebecken	74
3.5.1	Hydrologische Parameter	74
3.5.2	Physikalische und chemische Parameter	75
3.5.3	Bakteriologische Parameter	75
3.5.4	Parasitologische Parameter	75

4	Diskussion.....	76
4.1	Hydraulische Bedingungen im Untersuchungsgebiet.....	76
4.2	Hygienisch-mikrobielle Belastung der Fließgewässer.....	77
4.2.1	Bakterielle Belastung.....	77
4.2.2	Parasitäre Belastung.....	85
4.2.3	Statistische Beziehungen der untersuchten Parameter.....	91
4.3	Hygienisch-mikrobielle Belastung der Kläranlagenzu- und Abläufe.....	93
4.3.1	Bakterielle Belastung.....	93
4.3.2	Parasitäre Belastung.....	98
4.3.3	Statistische Beziehungen der untersuchten Parameter.....	102
4.3.3.1	Kläranlagen-Zulaufproben.....	103
4.3.3.2	Kläranlagen-Ablaufproben.....	106
5	Schlussfolgerungen.....	109
5.1	Mikrobielle Belastung von Siedlungsabwässern.....	109
5.2	Reduktion der mikrobiellen Abwasserbelastung durch Kläranlagen.....	111
5.3	Entwicklung der mikrobiellen Belastung im Gewässerverlauf.....	112
5.4	Relative Bedeutung der Kläranlagen für die mikrobielle Gewässerbelastung.....	113
5.5	Einfluß von Ertüchtigungsmaßnahmen an den Kläranlagen auf das Gewässer.....	114
5.6	Hygienische-medizinische Beurteilung aktueller und zukünftiger Nutzungen.....	115
5.7	Weiterer Forschungsbedarf.....	116
6	Zusammenfassung.....	117
7	Literatur.....	119
7.1	Zeitschriften und Monografien.....	119
7.2	Richtlinien und Gesetze.....	125
7.3	Kartenmaterial.....	125
7.4	INTERVIEWPARTNER/INNEN.....	126
8	Kartenanhang	
	Karte 1: Landschaftsräume im Einzugsgebiet des Swistbaches	
	Karte 2: Die Landnutzung im Einzugsgebiet des Swistbaches	
	Karte 3: Biotopverbundflächen im Einzugsgebiet des Swistbaches	
	Karte 4: Gewässerstrukturgüte des Swistbaches	
	Karte 5: Detailkarte Gewässerstrukturgüte	
	Karte 6: Entwässerungsgebiete der Kläranlagen und Gewässergüte	
	Karte 7: Landnutzung in der Swistbachaue	
	Karte 8: Lage der landwirtschaftlichen Betriebe im Einzugsgebiet des Swistbaches	
	Karte 9: Entfernung landwirtschaftlicher Betriebe zum Gewässer	
9	Datenanhang	
	Vor Ort Parameter	
	Chemische Untersuchungen	
	Mikrobiologische Untersuchungen	
	Parasitologische Untersuchungen	

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Formel und Erläuterungsskizze zur Abflußmessung nach Fischer	17
Abb. 2: Verwendetes Probenahmeprotokoll.....	18
Abb. 3: Die naturräumliche Gliederung der Landnutzungskarte Köln-Bonn 1:100 000	27
Abb. 4: Fließschema der Kläranlage Flerzheim	45
Abb. 5: Fließschema der Kläranlage Heimerzheim.....	46
Abb. 6: Fließschema der Kläranlage Hilberath	47
Abb. 7: Fließschema der Kläranlage Loch.....	47
Abb. 8: Fließschema der Kläranlage Miel.....	48
Abb. 9: Fließschema der Kläranlage Rheinbach	49
Abb. 10: Abflußmengen am Swistbach.....	51
Abb. 11: Hydrologische Parameter der Kläranlage Flerzheim.....	58
Abb. 12: Hydrologische Parameter der Kläranlage Heimerzheim	59
Abb. 13: Hydrologische Parameter der Kläranlage Hilberath.....	59
Abb. 14: Hydrologische Parameter der Kläranlage Loch.....	60
Abb. 15: Hydrologische Parameter der Kläranlage Miel	60
Abb. 16: Hydrologische Parameter der Kläranlage Rheinbach.....	61
Abb. 17: Vergleich der Abflußmengen des Swistbaches und der untersuchten Kläranlagen	76
Abb. 18: Vergleich der <i>E.coli</i> -Konzentrationen an den Probenahmestellen im Verlauf des Swistbaches	81
Abb. 19: Koloniezahlen bei 20°C an den Probenahmestellen am Swistbach.....	84
Abb. 20: Zusammenfassung der Cryptosporidien-Untersuchungen am Swistbach	89
Abb. 21: Zusammenfassung der Giardia-Untersuchungen am Swistbach	90
Abb. 22: Vergleich der <i>E.coli</i> -Konzentrationen in den Zu- und Abläufen der untersuchten Kläranlagen	95
Abb. 23: Koloniezahlen bei 20°C in den Zu- und Abläufen der untersuchten Kläranlagen.....	97
Abb. 24: Konzentrationen von <i>Giardia lamblia</i> in Kläranlagenzu- und Abläufen.....	98
Abb. 25: Konzentrationen von <i>Cryptosporidium sp.</i> in Kläranlagenzu- und Abläufen.....	99
Abb. 26: Beispiel für die Belastung des Gewässers aus Kläranlagenabläufen.....	102
Abb. 27: Rechnerische Auswirkungen einer Null-Emission der Kläranlage Loch auf die mikrobiellen Verhältnisse im Schiefelsbach.....	115
Abb. 28: Rechnerische Auswirkungen einer Null-Emission der Kläranlagen auf die mikrobiellen Verhältnisse im Unterlauf des Swistbaches.....	115

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Gewässerparameter an den Probenahmestellen des Untersuchungsgebietes.....	11
Tab. 2: Zeitregime der Regelprobenahmen an den Gewässern	11
Tab. 3: Zeitregime der Regelprobenahmen an den Kläranlagen	14
Tab. 4: Sozialökonomische Betriebstypen im Untersuchungsgebiet (Swistau des 100jährigen Hochwassers) ...	36
Tab. 5: Betriebsstruktur der im Bereich des 100-jährigen Hochwassers liegenden Obstbaubetriebe	37
Tab. 6: Technische Daten der Kläranlagen im Untersuchungsgebiet.....	50
Tab. 7: Zusammenfassung der Daten zu den Betriebsbedingungen im Untersuchungszeitraum.....	65
Tab. 8 Abschläge des RÜB I der Kläranlage Flerzheim im Untersuchungszeitraum	75
Tab. 9: Richt-, Leit- und Grenzwerte bakteriologischer Parameter für Oberflächenwasser und Trinkwasser.....	80
Tab. 10: Zuordnung der „Koloniezahl“ zu den Wassergüte-Klassen von Fließgewässern.....	84
Tab. 11: Lineare Einfachkorrelationen untersuchter Parameter (Gewässerproben)	92
Tab. 12: Reduktionsleistungen der Kläranlagen in Logarithmen-Stufen, bezogen auf Parasitendauerformen	101
Tab. 13: Lineare Einfachkorrelationen untersuchter Parameter (Zulaufproben)	103
Tab. 14: Lineare Einfachkorrelationen untersuchter Parameter (Zulaufproben Flerzheim)	104
Tab. 15: Lineare Einfachkorrelationen untersuchter Parameter (Zulaufproben Rheinbach)	104
Tab. 16: Lineare Einfachkorrelationen untersuchter Parameter (Ablaufproben).....	106
Tab. 17: Lineare Einfachkorrelationen untersuchter Parameter (Ablaufproben Flerzheim).....	107
Tab. 18: Lineare Einfachkorrelationen untersuchter Parameter (Ablaufproben Rheinbach).....	108
Tab. 19: Mediane mikrobieller Parameter der untersuchten Kläranlagenzuläufe.....	109
Tab. 20: Vergleich der Streuungen mikrobiologischer Ergebnisse innerhalb der Kläranlagen und der Kläranlagen untereinander	110
Tab. 21: Mittlere Reduktionsleistungen der untersuchten Kläranlagen.....	112
Tab. 22: Zusammenhänge zwischen Abflußmenge und Organismennachweisen im Swistbach.....	113
Tab. 23: Rechnerischer Anteil der aus Kläranlagenabläufen stammenden Organismen an der Stelle P10	113

Fotoverzeichnis

Foto 1: Probenahmestelle P01.....	7
Foto 2: Swistbach an der Probestelle P03, oberhalb Flerzheim	8
Foto 3: Probestelle P04	8
Foto 4: Ablaufrinne des RÜB II der Kläranlage Flerzheim.....	13
Foto 5: Swistbach im Bereich der Einleitung der Kläranlage Miel	32
Foto 6: Fischteiche oberhalb der Probestelle P04	39
Foto 7: Viehtritt im Oberlauf des Schifelsbaches oberhalb Probestelle P04	88
Foto 8: Viehtränkestelle an der Kläranlage Loch.....	88
Foto 9: Damwildgehege oberhalb der Probestelle P04	89

1 Einleitung: Problemstellung und Auftrag

Wissenschaftliche Erkenntnisse der letzten Jahre über das Vorkommen neuer, seuchenhygienisch relevanter Mikroorganismen in Oberflächengewässern erfordern die Überprüfung der bisherigen Präventionsstrategien. Über die Eintragspfade dieser Mikroorganismen in die Fließgewässer sowie deren Verhalten im Fließgewässer liegen bislang keine zufriedenstellenden Erkenntnisse vor.

Verbesserte epidemiologische Verfahren und neue hygienisch-mikrobiologische Untersuchungsmethoden verdeutlichten, daß das Spektrum wasserassoziierter Infektionserkrankungen erheblich zu erweitern ist. Zu den relevanten Krankheitserregern zählen nach WHO-Angaben (WHO 1996)

- bakterielle Krankheitserreger wie pathogene *E. coli*, *Campylobacter jejunii*, *Yersinia enterocolitica*,
- Viren (u. a. Rota-Viren, Norwalk-Viren),
- Parasiten wie *Cryptosporidium* sp. und *Giardia*.

Die mittlerweile vorliegenden Kenntnisse zu diesen neuen Krankheitserregern, die bislang bei der Festlegung von Richtlinien und Verordnungen nicht berücksichtigt wurden, zeigen, daß durch sie zum Teil schwerwiegende wasserbedingte Epidemien ausgelöst worden sind (z. B. in den USA, Schweden, Großbritannien und den Niederlanden). Eine Gefährdung der menschlichen Gesundheit kann hierbei nicht nur von der Nutzung des Wassers als Trinkwasser ausgehen, sondern auch von der Gewässernutzung für Bade- oder sonstige Freizeit Zwecke sowie für die Bewässerung landwirtschaftlicher Anbauflächen.

Abläufe von Kläranlagen können zahlreiche humanpathogene Mikroorganismen enthalten und stellen in seuchenhygienischer Sicht eine wesentliche potentielle Kontaminationsquelle für als Vorfluter genutzte Oberflächengewässer dar. Insbesondere zum Vorkommen von *Cryptosporidium* sp. und *Giardia lamblia* in den Zuläufen bzw. Abläufen von Kläranlagen liegen in Deutschland aber z. Zt. nur sehr begrenzt Forschungsergebnisse vor. Die Ergebnisse eines zur Hauptsache vom Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen geförderten Forschungs- und Entwicklungsvorhabens zur mikrobiellen Belastung von Siedlungsabwässern (1996-1998) zeigten, daß gereinigte Siedlungsabwässer einen nicht zu vernachlässigenden Beitrag zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung liefern können¹. Von besonderer Bedeutung sind hierbei die Belastung von Kläranlagenzuläufen mit Parasitendauerstadien (Cysten von *Giardia lamblia* und Oocysten von *Cryptosporidium* sp.) und bakteriellen Krankheitserregern sowie die diesbezügliche Eliminationslei-

¹ Kistemann, Koch, Dangendorf, Fischeder, Exner(1998): Untersuchungen zur mikrobiellen Belastung von Siedlungsabwässern und Talsperrenzuläufen in unterschiedlichen Einzugsgebieten. Unveröffentlichter Abschlußbericht

stung der vorhandenen Abwasserbehandlungsanlagen. Bei weiteren eigenen Untersuchungen konnten in den Abläufen von Kläranlagen sowohl *Cryptosporidium sp.* als auch *Giardia lamblia* regelmäßig nachgewiesen werden.² Vergleichbare Ergebnisse liegen aus anderen Ländern vor (z. B. Madore et al. 1987, Sykora et al. 1991, Enriquez et al. 1995, Robertson et al. 1994). Die mikrobiellen Eliminationsraten sind je nach Anlage und untersuchtem Parameter zum Teil nur gering.

Zusammenfassend ist festzuhalten, daß bisher nicht hinreichend geklärt wurde, welche mikrobiellen Belastungen durch (neu erkannte) Krankheitserreger von Kläranlagenabläufen und anderen abwassertechnischen Einrichtungen, wie z. B. Regenrückhaltebecken, für Fließgewässer ausgehen.

Vor diesem Hintergrund erteilte das Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft (jetzt: Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) des Landes Nordrhein-Westfalen der Universität Bonn aufgrund der entsprechenden Angebote des Herrn Prof. Dr. med. M. Exner - Hygiene-Institut der Universität Bonn - vom 10.02.1999 mit Schreiben vom 06.07.1999 den nachfolgenden Auftrag zu einem Forschungs- und Entwicklungsvorhaben:

"Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch Kläranlagen"

Um die Möglichkeiten einer Verbesserung des mikrobiellen Gewässerschutzes durch die weitere Erhöhung von Kläranlagen besser bewerten zu können, wurde die mikrobielle Belastung eines Fließgewässers (Swistbach) durch unterschiedliche Kläranlagen sowie Mischwasserentlastungen aus einem Regenüberlaufbecken untersucht und gleichzeitig die mikrobielle Eliminationsleistung der Anlagen erfasst.

Die für die Studie ausgewählten Probenahmestellen an den Zu- und Abläufen von sechs Kläranlagen sowie im Gewässernetzverlauf ihres Vorfluters repräsentieren mögliche Belastungsquellen durch gereinigte Siedlungsabwässer aus Kläranlagen unterschiedlichen Ausbaustandes. Über die quantitative Ermittlung des Vorkommens von Bakterien und Parasiten in ungereinigten und gereinigten Siedlungsabwässern sowie den Kläranlagenvorflutern in Verbindung mit einer geoökologischen Aufnahme der Entwässerungsgebiete sollten neue Erkenntnisse über die Zusammenhänge von Besiedlung, Abwasserwirtschaft und Landnutzung mit der mikrobiellen Belastung des als Vorfluter dienenden Fließgewässernetzes gewonnen werden.

² Kistemann, Fischeder, Gornik, Exner (1996) Hygiene-Institut der Universität Bonn: Gutachterliche Stellungnahme zur hygienisch-medizinischen Bewertung einer möglichen Nutzung von Ablaufwasser von Kläranlagen zur Anlagenreinigung,

Die Untersuchungen sollten insbesondere weitergehenden Aufschluß darüber geben,

- wie hoch die mikrobielle Belastung von Siedlungsabwässern *vor* ihrer abwassertechnischen Behandlung in Abhängigkeit von der Struktur des Entwässerungsgebietes ist,
- in welchem Maße die unterschiedlichen im Einzugsgebiet vorhandenen Abwasserreinigungsverfahren geeignet sind, die mikrobielle Belastung von Abwässern zu reduzieren,
- wie sich die mikrobielle Belastung im Gewässerverlauf, auch unter unterschiedlichen hydraulischen und meteorologischen Bedingungen des Untersuchungszeitraumes von einem Jahr, entwickelt,
- welche relative Bedeutung Einleitungen von Kläranlagen für die mikrobielle Fließgewässerbelastung im Vergleich zu anderen Eintragspfaden (Wildtiere, Landwirtschaft, Freizeitnutzung, Mischwasserabschläge, ...) haben,
- welche Verbesserungen der hygienisch-mikrobiologischen Fließgewässerqualität durch eine Erhöhung der Kläranlagen erwartet werden können,
- wie die aktuellen Nutzungen des Fließgewässers aus hygienisch-medizinischer Sicht zu bewerten und welche zukünftigen Nutzungen bei einer Verbesserung der hygienisch-mikrobiologischen Fließgewässerqualität möglich sind.

2 Untersuchungsmethoden

2.1 Methoden zur geökologischen Charakterisierung des Einzugsgebietes des Swistbaches sowie der Kläranlagen

2.1.1 Einzugsgebiet des Swistbaches (und seiner Nebengewässer)

Die umfassende Beschreibung eines Fließgewässers setzt die Kenntnis einer Vielzahl von Parametern voraus. Neben der stofflichen Beschaffenheit des Wasserkörpers (Wasserchemismus) und der Morphometrie des Gerinnes ist auch das Einzugsgebiet bezüglich seiner Größe, des Reliefs, der naturräumlichen Differenzierung und Landnutzung als „Bestandteil des Naturhaushalts“ (§ 1a Wasserhaushaltsgesetz) zu betrachten. In Abhängigkeit von der jeweiligen Aufgabenstellung müssen gezielt entscheidende Kenngrößen und geeignete Erhebungsmethoden für die geökologische Charakterisierung des Einzugsgebiets ausgewählt werden.

Um mögliche Belastungsquellen der Fließgewässer im Untersuchungsgebiet zu ermitteln, wurden Daten vor allem im Hinblick auf die Nutzung der Gewässer und des Einzugsgebiets erhoben. Neben der Untersuchung der naturräumlichen Ausstattung des Einzugsgebiets standen folgende Fragestellungen im Vordergrund:

- mikrobielle Belastung des Swistbaches im Verlauf des Gewässers;
- mikrobielle Belastung des Swistbaches durch Kläranlagenabläufe;
- mikrobielle Belastung des Swistbaches durch Abschlüge aus Regenüberlaufbecken;
- Nutzung des Wassers als Brauchwasser;
- Nutzung des Gerinnes als Badegewässer, zur Fischzucht oder Erholung;
- Landnutzung im Einzugsgebiet bezogen auf Siedlungsflächen, landwirtschaftliche Nutzflächen, Waldbestände und Gewerbegebiete;
- besondere Merkmale des Einzugsgebietes.

Literaturrecherche und Auswertung von Kartenmaterial bildeten die Grundlage für die Beschreibung und Bewertung des geologischen Aufbaus, der klimatischen und hydrologischen Verhältnisse sowie der Nutzungsentwicklung im Untersuchungsgebiet.

Die geökologische Charakterisierung stützt sich zudem auf Begehungen des Einzugsgebiets, bei denen eine Landnutzungskartierung der Swistbachaue auf Grundlage der jeweiligen topographischen

Karten im Maßstab 1:25.000 vorgenommen wurde.³ Durch eigene Raumschauung wurden zusätzliche Informationen gewonnen, z. B. zu landwirtschaftlicher Nutzung, Siedlungs- und Gewerbeflächenentwicklung und sonstigen Nutzungen und möglichen Belastungsquellen. Die Landnutzung des gesamten Einzugsgebiets des Swistbaches und seiner Nebengewässer wurde aus dem Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystem NRW (ATKIS) übernommen.

Der Kartierungsschlüssel für die Nutzung der Swistbachaue umfaßt:

- | | |
|--------------------|-------------------------|
| – Acker | – Grünland |
| – Siedlungsflächen | – Sonderkulturen |
| – Wald | – nicht erfaßte Flächen |

Zusätzlich wurden Fotos zur Dokumentation aufgenommen.

Der Kartierungsschlüssel der ATKIS-Daten umfaßt:

- | | |
|---|------------------------------|
| – Abfalldéponie* | – Ackerland |
| – Bahnhofsanlage* | – Bahnkörper* |
| – Bergbaubetrieb | – Binnensee, Stausee, Teich |
| – Brücke, Unterführung, Überführung* | – Campingplatz* |
| – Fläche besonderer funktionaler Prägung* | – Fläche gemischter Nutzung* |
| – Fläche z. Zt. Unbestimmbar* | – Freizeitanlage* |
| – Friedhof* | – Gartenland* |
| – Gehölz | – Grünanlage* |
| – Grünland | – Heide* |
| – Industrie- und Gewerbefläche* | – Insel* |
| – Kläranlage, Klärwerk* | – Ortslage |
| – Platz (Parkplatz, Rastplatz) * | – Raststätte* |
| – Sonderkultur | – Sportanlage* |
| – Tagebau | – Talsperre |
| – Umspannwerk* | – Wald, Forst |
| – Wasserwerk* | – Wohnbaufläche |

Die mit * markierten Felder wurden für die Karte 2 unter 'Sonstiges' zusammengefaßt.

Durch Anfragen und Interviews bei Fachbehörden und Erftverband wurden Informationen zu: Abwasserbehandlung und Kanalisation, Anzahl und Größe der landwirtschaftlichen Betriebe, Landnutzung, Gewässergüte, Gewässerstrukturgüte, Biotopverbundsystem, tatsächlichen und konkurrierenden Nutzungen sowie Wasserschutzzonen ermittelt.

Wichtige Institutionen in diesem Zusammenhang waren der Erftverband, das Landesamt für Datenverarbeitung und Statistik Nordrhein-Westfalen (LDS), das Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA), die Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten (LÖBF), das Staatliche Umweltamt Köln (StUA Köln) und die Landwirtschaftskammer Rheinland, Kreisstelle Rhein-Sieg.

³ Für die Swistaué liegt eine Kartierung durch die Landwirtschaftskammer (LWK) im Maßstab 1:10.000 vor, die für die Erhebung übernommen werden konnte.

Die geoökologische Charakterisierung des Einzugsgebiets des Swistbaches wurde durch Auswertung von Fachliteratur und Kartenmaterial vervollständigt.

Die gewonnenen Daten wurden in ein Geographisches Informationssystem (ArcView[®]) zur weiteren Analyse und Visualisierung überführt.

2.1.2 Kläranlagen

Literaturauswertung und Anfragen beim Betreiber der in die Untersuchung aufgenommenen Kläranlagen (Erftverband) gaben Auskunft über technische Betriebsdaten und die Betriebsparameter. Weiterhin wurden vom Betreiber für alle Kläranlagen die Fließschemata, die Abwasserrechtlichen Genehmigungen, Karten der Entwässerungsgebiete sowie die Niederschlagsdaten für die Jahre 1997 bis 2000 zur Verfügung gestellt.

2.2 Probenahmen

2.2.1 Auswahl der Probenahmepunkte

Zur Bearbeitung der unterschiedlichen Fragestellungen wurden verschiedene Probestellenarten ausgewählt: Kläranlagenzulauf, Kläranlagenablauf, Gewässer oberhalb der Kläranlage, Gewässer unterhalb des Kläranlagenablauf, weitere Gewässerstellen sowie Regenüberlaufbecken (RÜB).

Die Probenahmen zur Bestimmung der Reinigungsleistung der Kläranlagen erfolgten am Kläranlagenzulauf und Kläranlagenablauf der Kläranlagen Flerzheim, Heimerzheim, Hilberath, Loch, Miel und Rheinbach. Die Auswahl der Anlagen erfolgte in enger Abstimmung mit dem Landesumweltamt NRW aufgrund der technischen Daten, nach denen sie sich drei verschiedenen Bautypen zuordnen lassen (vgl. Kap. 3.2).

Um den Einfluß der Kläranlagen auf die mikrobielle Beschaffenheit des Swistbaches und der Nebengewässer zu erfassen, wurde das Gewässer oberhalb und unterhalb der Kläranlagen beprobt (Hilberath/Pläzer Bach/Altendorfer Bach, Loch (Schiefelsbach/Ohrbach/Jungbach, Rheinbach/Wallbach). Die mikrobielle Beschaffenheit des Gewässers im Verlauf kann durch die Probenahmestellen oberhalb und unterhalb der Kläranlagen beurteilt werden.

Ein anthropogen unbeeinflusstes Einzugsgebiet eines Fließgewässers existiert in Nordrhein-Westfalen nicht; die extensivsten Nutzungsverhältnisse sind unter Wald zu erwarten. Eine anthropogen möglichst gering beeinflusste Probenahmestelle wurde im Oberlauf der Swist, oberhalb der Ortschaft Holzweiler (P01), gewählt. Oberhalb der Probenahmestelle liegen die Ortschaft Esch sowie einige Wochenendhäuser. Da das Gewässer im Bereich oberhalb von P01 zeitweise trockenfällt, jedoch mindestens eine Probenahme pro Jahreszeit durchgeführt werden sollte, muß P01 trotz des möglichen

Einflusses durch die Ortschaft Esch und die Wochenendhäuser als möglichst unbelastete Probenahmestelle gelten, an der das ganze Jahr über eine ausreichende Wassermenge zur Verfügung steht.

2.2.1.1 Probenahmepunkte im Einzugsgebiet des Swistbaches

Die Lage der Probenahmestellen im Einzugsgebiet des Swistbaches ist auf Karte 1 dargestellt.

2.2.1.1.1 P01: Swistbach, oberhalb Holzweiler (Esch)

Die Probenahmestelle befindet sich etwa 5 km unterhalb der Quelle des Swistbaches und unterhalb der Ortslage Esch auf freier Feldflur. Sowohl Ackerbau als auch Grünlandnutzung prägen das Landschaftsbild. Das Gewässerbett ist überwiegend flach mit unregelmäßigen und buchtenreichen Uferböschungen. Das Profil ist teilweise durch naturnahe Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen beeinträchtigt. Der in leichten, langgezogenen Kurven geschwungene Gewässerverlauf weist vereinzelt Erosion auf. Maßnahmen des Ufer- und Sohlenverbau sind sichtbar, tragen aber nicht zur vollständigen



Foto 1: Probenahmestelle P01

der Beeinträchtigung der Laufentwicklung bei. Ein Durchlaß, bedeckt mit Sediment, unterbricht kurzfristig die Uferstruktur durch Fixierung der Uferböschungen. Treibholzansammlungen und Laufverengungen und -weitungen lassen eine naturnahe Gewässermorphologie entstehen. Das Ufer ist beidseitig mit hauptsächlich bodenständigen Ufergehölzen bestanden.

2.2.1.1.2 P02: Swistbach, oberhalb Ersdorfer Bach, unterhalb Essigbach

Die Probenahmestelle befindet sich südlich von Meckenheim nahe der Autobahn A 565 in der siedlungsnahen Feldflur und damit noch außerhalb des Einflußbereichs der Siedlungsflächen. Bezeichnend für die Flächennutzung im Gewässerumfeld der Probenahmestelle ist Acker- und Gartenbau. Das Gewässerbett besteht aus einem künstlichen, trapezförmigen Querschnitt mit einheitlichen geraden Böschungen. Das Ufer ist beidseitig mit einer geschlossenen Baumreihe aus Erlen und Weiden bestockt. Ein befestigter Verkehrsweg befindet sich in unmittelbarer Nähe des Gewässers. Der begradigte Gewässerverlauf, Querbauwerke in Form von Grundswellen sowie Ufer- und Sohlenverbau sind Zeichen für anthropogene Veränderungen der Gewässerstruktur.

2.2.1.1.3 P03: Swistbach, oberhalb Kläranlage Flerzheim

Die Probenahmestelle befindet sich südöstlich der Ortslage Flerzheim in der siedlungsnahen Feldflur oberhalb der Kläranlage Flerzheim und damit außerhalb des Einflusses kommunaler Schmutzwässer der Ortsteile im Einzugsgebiet der Kläranlage. Acker- und Gartenbau dominieren das Landschaftsbild. Das Gewässerbett ist durch Ufererosion geprägt, daher sind die Uferböschungen an den Prallufern besonders steil. Beidseitig des Ufers stehen geschlossene Baumreihen aus Erlen und Weiden. Beeinträchtigungen der Gewässerdynamik sind nicht erkennbar. Der geschwungene Verlauf des Swistbaches deutet auf eine geringe anthropogene Beeinträchtigung der Gewässermorphologie hin.

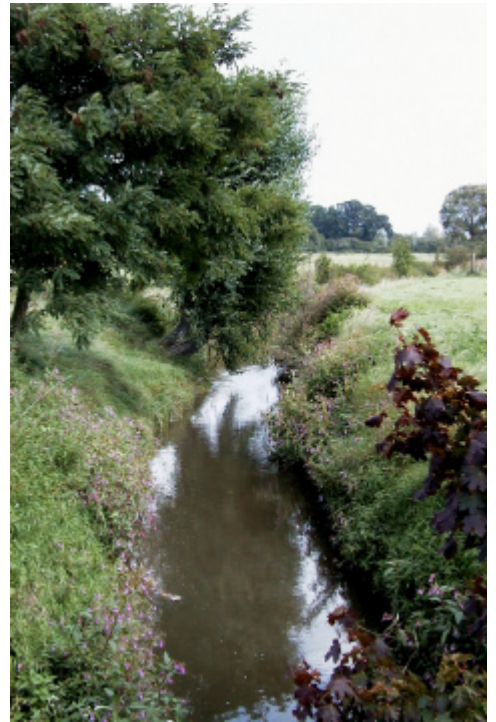


Foto 2: Swistbach an der Probestelle P03, oberhalb Flerzheim

2.2.1.1.4 P04: Schiefelsbach, oberhalb Kläranlage Loch

Die Probenahmestelle befindet sich oberhalb der Kläranlage Loch und damit außerhalb des Einflußbereichs der Siedlungsabwässer der Ortslagen Loch, Queckenberg, Sürst und Hardt. Das Gewässervorland wird bis unmittelbar an das Gewässerbett als Intensivweideland genutzt. Schäden durch Viehtritt stören an einigen Stellen die Uferstruktur (Foto 7, Seite 88). Das Gewässerbett ist überwiegend tief eingeschnitten, relativ einförmig und im Querprofil nahezu rechteckig. Die Uferböschungen sind steilwandig und durch Ufererosion geprägt. Ufer- und Sohlenverbau durch Steinschüttungen verhindern eine naturnahe Gewässermorphologie, ebenso ein künstlicher Absturz. Der Uferbewuchs ist mit einer einfachen geschlossenen Baumreihe aus Schwarzpappeln bestockt. Das Einleitungsbauwerk der Kläranlage Loch befindet sich nahe der Probenahmestelle. Auf der rechten Seite verläuft gewässerparallel ein Wirtschaftsweg.⁴



Foto 3: Probestelle P04

2.2.1.1.5 P05: Schiefelsbach, unterhalb Kläranlage Loch

Die Probenahmestelle befindet sich unterhalb der Kläranlage Loch im Einflußbereich der Siedlungsabwässer der Ortslagen Loch, Queckenberg, Sürst und Hardt. Das Gewässervorland wird unmittelbar

⁴ Betrachtung der Ufer in Fließrichtung

bis an das Gewässerbett als Intensivweideland genutzt. Direkt oberhalb der Probenahmestelle gegenüber der Kläranlageneinleitung befindet sich eine Viehtränke im Bach. Das Gewässerbett selbst ist überwiegend sehr tief und relativ einförmig. Die Uferböschungen sind zu beiden Seiten steilwandig und von Ufererosion geprägt. Ufer- und Sohlenverbau durch Steinschüttungen hindern das Gewässer an der Ausbildung einer natürlichen Gewässermorphologie. Einleitungsbauwerke der landwirtschaftlichen Entwässerung und der Kläranlage Loch stellen eine weitere Belastung für das Gewässer dar. Das Ufer ist mit einzeln stehenden Schwarzerlen und Weiden oder bodenständigen Sträuchern bestockt. Auf der rechten Seite verläuft gewässerparallel ein Wirtschaftsweg.

2.2.1.1.6 P06: Swistbach, unterhalb Kläranlage Flerzheim

Die Probenahmestelle liegt nördlich der Ortslage Flerzheim in freier Feldflur unterhalb und damit im Einflußbereich der Einleitungen der Kläranlage Flerzheim. Sowohl Acker- und Gartenbau als auch Grünlandnutzung schließen sich unmittelbar an das Gewässer an. Das Gewässerbett besteht überwiegend aus einem künstlichen trapezförmigen Querprofil mit einheitlichen Böschungen. Der begradigte Gewässerverlauf trägt zu einem erhöhten Abfluß des Swistbaches bei, dessen Folgen (Erosion, erhöhte Geschiebefracht) einerseits durch beidseitige Steinschüttung und andererseits durch künstliche Sohlendeckwerke, überlagert von Sediment, verhindert werden sollen. Querbauwerke aus Steinsatz haben eine zusätzliche Barrierewirkung für den Geschiebetransport. Das Ufer ist beidseitig mit Kraut- und Grasflur bewachsen. Auf der linken Seite verläuft gewässerparallel ein Wirtschaftsweg.

2.2.1.1.7 P07: Wallbach, Kreisstraße 52

Die Probenahmestelle liegt unter der Kläranlage Rheinbach, nahe der Einmündung in den Swistbach, in freier Feldflur. Ackerbau (überwiegend Hackfrüchte) schließt sich unmittelbar an das Gewässer an. Das Gewässerbett besteht überwiegend aus einem künstlichen, trapezförmigen Querprofil mit einheitlichen, geradflächigen Böschungen. Der Gewässerverlauf ist auf der gesamten Fließstrecke begradigt. Ufer- und Sohlenverbau durch Steinschüttungen hindern das Gewässer, ein natürliches Breiten-Tiefenverhältnis zu erlangen. Nahe der Probenahmestelle befindet sich eine Brücke, die eine zusätzliche Fixierung des Gewässerverlaufs durch Betonierung der Ufer und der Sohle darstellt. Das Ufer ist mit einzeln stehenden Erlen, Weiden oder bodenständigen Sträuchern bewachsen. Beidseitig verlaufen gewässerparallel Wirtschaftswege.

2.2.1.1.8 P08: Swistbach, unterhalb Kläranlage Miel, oberhalb B56

Die Probenahmestelle befindet sich unterhalb der Kläranlage Miel westlich der Ortslage Miel in unmittelbarer Nähe zur Bundesstraße B 56. Im Gewässerumfeld wird Ackerbau und Obstanbau betrie-

ben. Parallel zum Gewässer verlaufen beidseitig Wirtschaftswege. Das Gewässerbett des Swistbaches besteht in diesem Bereich aus einem künstlichen trapezförmigen Querprofil mit einheitlichen Böschungen. Der Gewässerverlauf ist begradigt. Sowohl Uferverbau durch Steinschüttung als auch der Sohlenverbau durch ein künstliches Sohlendeckwerk aus Steinsatz verhindern im Ufer- und Sohlenbereich die Ausbildung natürlicher gewässertypischer Strukturen. Das Ufer ist vereinzelt mit Weiden und Erlen bewachsen.

2.2.1.1.9 P09: Swistbach, oberhalb Kläranlage Heimerzheim

Die Probenahmestelle befindet sich in unmittelbarer Nähe zur Ortslage Dünstekoven oberhalb der Kläranlage Heimerzheim und damit noch ohne Beeinträchtigung durch Siedlungsabwässer der Ortsteile Heimerzheim, Straßfeld, Dünstekoven und Ollheim. Sowohl Grünlandnutzung als auch Ackerbau prägen das Landschaftsbild im Bereich der Probenahmestelle. Durch wasserbauliche Maßnahmen hat das Gewässer ein künstliches trapezförmiges Querprofil und einen begradigten Gewässerverlauf. Uferverbau durch zum Teil verfallene Steinschüttung und Sohlenverbau durch Einsatz einer Massivsohle mit Sedimentbedeckung beeinträchtigen die Gewässermorphologie. Die linke Seite ist mit einzeln stehenden Schwarzerlen, Ahorn und Weiden sowie mit bodenständigen Sträuchern bestockt. Die rechte Uferseite ist aufgrund des Verbaus frei von Ufergehölz. Beidseitig verlaufen gewässerparallel Verkehrswege. Eine Brücke quert im Bereich der Probenahmestelle das Gewässer.

2.2.1.1.10 P10: Swistbach, unterhalb Kläranlage Heimerzheim

Die Probenahmestelle befindet sich unterhalb der Kläranlage Heimerzheim im Einflußbereich der Siedlungsabwässer der Ortslagen Heimerzheim, Straßfeld, Dünstekoven und Ollheim. Ackerbau schließt sich unmittelbar an den Uferbereich des Gewässers an. Das Gewässerbett ist überwiegend aus einem gleichförmigen Profil mit erosionssicher ausgebauten Uferböschungen hervorgegangen, die bereits durch Auflandungen oder Bewuchs überwachsen sind. Ufer- und Sohlenverbau durch Steinschüttung lassen dem Gewässer geringe Möglichkeiten für eine natürliche Laufentwicklung, die nur noch durch vereinzelte Erosionsansätze erkennbar ist. Einzelne Gehölze säumen beidseitig das Ufer.

Wesentliche Merkmale der Gewässerprobenahmestellen sind in Tab.1 zusammengestellt.

Tab. 1: Gewässerparameter an den Probenahmestellen des Untersuchungsgebietes

PNS	Geographische Lage		Gewässertyp	Profiltyp	Gewässerbreite [m]			Mittelwassertiefe [m]
	Hochwert	Rechtswert			MW-Spiegelbreite	obere Breite	Sohlbreite	
P01	5602062,73	2574082,63	Mittelgebirge/ Auen- u. Muldentalgewässer	annähernd Naturprofil	1-5	5-10	1-2	0,1-0,3
P02	5609088,33	2573492,50	Flachland/ Löß-/Lehmgewässer	Trapezprofil	1-5	5-10	1-2	0,3-0,5
P03	5612261,54	2571402,16	Flachland/ Kiesgewässer	Erosionsprofil/ variierend	1-5	5-10	1-2	0,1-0,3
P04	5607404,76	2562869,04	Mittelgebirge/ Auen- u. Muldentalgewässer	Erosionsprofil tief	1-5	5-10	1-2	0,1-0,3
P05	5607439,56	2562791,72	Mittelgebirge/ Auen- u. Muldentalgewässer	Erosionsprofil tief	1-5	5-10	1-2	0,3-0,5
P06	5613844,99	2568794,33	Flachland/ Kiesgewässer	Trapezprofil	1-5	10-20	1-2	0,3-0,5
P07	5614828,73	2566366,46	Flachland/ Kiesgewässer	Trapezprofil	1-5	10-20	1-2	0,3-0,5
P08	5616080,46	2565809,13	Mittelgebirge/ Auen- u. Muldentalgewässer	Trapezprofil	1-5	10-20	1-2	0,3-0,5
P09	5618510,69	2565397,12	Flachland/ Kiesgewässer	Trapezprofil	1-5	5-10	1-2	0,1-0,3
P10	5621467,36	2563865,97	Mittelgebirge/ Auen- u. Muldentalgewässer	Regelprofil/ verfallend	1-5	5-10	2-5	0,1-0,3

(Quelle: Gewässerstrukturgütekartierung des Staatliches Umweltamt Bonn, eigene Erhebungen)

Tab. 2: Zeitregime der Regelprobenahmen an den Gewässern

Beschreibung Probestelle	Anzahl Proben		Abstand der Proben (Wochen)
	geplant	genommen	
P01, Swistbach, oh. Holzweiler (Esch)	4	4	7, 14, 18
P02, Swistbach, oh. Ersdorfer Bach, uh. Essigbach (Meckenheim)	siehe oben	0	
P03, Swistbach, oh. Kläranlage Flerzheim (Lüftelberg)	4	4	11 - 16
P04, Sürstbach, oh. Kläranlage Loch	2	2	36
P05, Sürstbach, uh. Kläranlage Loch	2	2	36
P06, Swistbach, uh. Kläranlage Flerzheim (Müttinghoven) = oh. Kläranlage Miel	4	4	11 - 16
P07, Wallbach, an Kreisstraße 52	2	2	27
P08, Swistbach, uh. Kläranlage Miel, oh. B56 (Miel)	4	4	12, 19, 4
P09, Swistbach, oh. Kläranlage Heimerzheim (Dünstekoven)	4	4	16, 20, 5
P10, Swistbach, uh. Kläranlage Heimerzheim (Heimerzheim)	4	4	16, 20, 5
Summe Probenahmen	30	30	

2.2.1.2 Probenahmepunkte an den Kläranlagen

2.2.1.2.1 Kläranlage Flerzheim (P13, P14)

Die Probenahmestelle zur Beprobung des Zulaufs (P13) befindet sich hinter dem belüfteten Sand- und Fettfang der Kläranlage noch vor dem Vorklärbecken. Der Zulauf ist an dieser Stelle ca. 5 m breit und sehr tief. Zur aktiven Sauerstoffanreicherung des Zulaufwassers erfolgt eine vorgeschaltete Belüftung. Die Probenahme zur Beprobung des Ablaufs (P14) erfolgt nach Abschluß des gesamten Reinigungsprozesses vor Einleitung in den Swistbach. Die Rinne des Ablaufs hat einen Durchmesser von ca. 2 m. Der Wasserspiegel schwankt je nach Höhe der Durchflußmenge des Abwassers. Algenbewuchs und kleine Fische sind zu sehen.

2.2.1.2.2 Kläranlage Heimerzheim (P21, P22)

Die Probenahmestelle zur Beprobung des Zulaufs (P21) befindet sich hinter dem Sandfang der Kläranlage vor der Vorklärung. Der Zulauf ist an dieser Stelle ca. 30 cm breit. Die Zuflußmenge variiert zeitlich. Die Probenahme des Ablaufs (P22) wurde in der Ablaufrinne des Nachklärbeckens durchgeführt, kurz bevor das gereinigte Abwasser den Ablauf der Kläranlage erreicht, da die StUA-Meßstelle nicht erreichbar war. Die Ablaufrinne ist gefliest und frei von Algenbewuchs. Der Wasserstand in dieser Rinne ist nur ca. 10 cm hoch. Für eine durchgängige Probenahme mußte der Rührer des Nachklärbeckens abgeschaltet werden.

2.2.1.2.3 Kläranlage Hilberath (P11, P12)

Die Probenahmestelle zur Beprobung des Zulaufs (P11) befindet sich im Sandfang der Kläranlage. Der Sandfang ist an dieser Stelle ca. 30 cm breit. Die Zuflußmenge variiert zeitlich je nach Höhe des Mischwasseranfalls. Die Probenahmestelle zur Beprobung des Ablaufs (P12) befindet sich in einem Rohr mit einem Durchmesser von ca. 20 cm etwa 1 m unter Flur. Es ist von Büschen und Sträuchern umgeben und durch ein Gitter geschützt, welches für die Probenahme entfernt wurde. Trittplächen beidseitig der Rinne erleichtern den Zugang zur Probenahmestelle.

2.2.1.2.4 Kläranlage Loch (P19, P20)

Die Probenahmestelle zur Beprobung des Zulaufs (P19) befindet sich im Sandfang der Kläranlage. Auf mittlerer Strecke des Sandfangs wird dem Abwasser Natriumaluminatlösung zugeführt, daher findet die Probenahme unmittelbar vor dieser Zugabe statt. Die Rinne des Sandfangs ist an dieser Stelle ca. 30 cm breit. Die Höhe des Wasserspiegels ist konstant, weil das Abwasser über ein Schneckenpumpwerk zugeführt wird. Die Probenahmestelle zur Beprobung des Ablaufs (P20) befindet sich in einem Rohr mit einem Durchmesser von ca. 20 cm etwa 1 m unter Flur. Es ist durch ein Gitter geschützt,

welches zur Probenahme entfernt wurde. Trittlflächen beidseitig der Rinne erleichtern den Zugang zur Probenahmestelle.

2.2.1.2.5 Kläranlage Miel (P17, P18)

Die Probenahmestelle zur Beprobung des Zulaufs (P17) befindet sich im Sandfang der Kläranlage. Die Rinne des Zulaufs ist an dieser Stelle ca. 30 cm breit. Die Höhe des Wasserspiegels variiert je nach Zuflußmenge. Die Probenahmestelle zur Beprobung des Ablaufs (P18) befindet sich in einem rechteckigen Schacht, der durch ein Gitter geschützt ist. Zur Durchführung der Probenahme mußte das Gitter entfernt werden. Der Wasserspiegel liegt ca. 2 m unter Flur. Das gereinigte Abwasser stürzt in den Ablaufschacht, wodurch ein zusätzlicher Sauerstoffeintrag erfolgt.

2.2.1.2.6 Kläranlage Rheinbach (P15, P16)

Die Probenahmestelle zur Beprobung des Zulaufs (P15) befindet sich hinter dem Sandfang der Kläranlage. Die Rinne des Zulaufs ist ca. 50 cm breit und mit schwarzem Kunststoff ausgekleidet. Die Höhe des Wasserspiegels variiert je nach Zuflußmenge. Die Probenahmestelle zur Beprobung des Ablaufs (P16) befindet sich unmittelbar nach der Nachklärung in einem großen rechteckigen Schacht. Der Wasserspiegel liegt ca. 2 m unter Flur. Das gereinigte Abwasser stürzt in den Ablaufschacht, wodurch eine zusätzlicher Sauerstoffeintrag erfolgt.

2.2.1.3 *Probenahmepunkte an Regenüberlaufbecken*

2.2.1.3.1 Regenüberlaufbecken II der Kläranlage Flerzheim (P24)

Die Probenahmestelle P24 befindet sich in der Ablaufrinne des Regenüberlaufbeckens II (RÜB II) der Kläranlage Flerzheim (Foto 4). Bei Überschreitung der kritischen Regenspende werden die beiden Regenüberlaufbecken der Kläranlage gefüllt. Wird das Fassungsvermögen der Becken von je 7.500 m³ überschritten, schlagen beide Becken parallel grob mechanisch gereinigtes Mischwasser in den Swistbach ab.

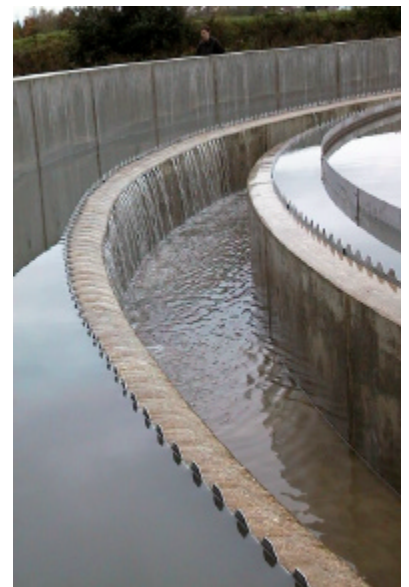


Foto 4: Ablaufrinne des RÜB II der Kläranlage Flerzheim

2.2.2 **Zeitliches Probenahmeregime für Regelproben**

Für die regelmäßigen Probenahmen wurde zu Beginn des Untersuchungsprogramms ein zeitliches Beprobungsschema erarbeitet, welches

- die Realisierung der im Untersuchungsprogramm vorgesehenen Probenahmezahlen ermöglichte;
- eine baldige Probenbearbeitung in den Labors erlaubte.

Im Einzugsgebiet des Swistbaches verteilten sich die insgesamt 112 Probenahmen auf 24 Probenahmestellen. Die festgelegten Intervalle sowie die Zahl der geplanten und gezogenen Proben sind den Tabellen 2 und 3 zu entnehmen. Probenahmestelle P02, Swistbach oberhalb des Erstdorfer Bach ist als Ersatz für Probenahmestelle P01 in das Programm aufgenommen worden, da mit einem Trockenfallen von P01 im Untersuchungszeitraum gerechnet werden mußte. In diesem Falle wird auf P02 ausgewichen. Dieser Fall trat jedoch nicht ein.

Tab. 3: Zeitregime der Regelprobenahmen an den Kläranlagen

PN-Stellenbeschreibung	Anzahl Proben Zu- + Ablauf		Abstand der Proben (Wochen)	Abstand Zu-/Ablauf (Tage)
	geplant	genommen		
P11, P12 Kläranlage Hilberath	5 + 5	5 + 5	7 - 14	7
P13, P14, Kläranlage Flerzheim	10 + 10	10 + 10	4 - 6	1
P15, P16, Kläranlage Rheinbach	10 + 10	11 + 10	4 - 6	1
P17, P18, Kläranlage Miel	5 + 5	5 + 5	5 - 12	1
P19, P20 Kläranlage Loch	5 + 5	5 + 5	5 - 12	1
P21, P22 Kläranlage Heimerzheim	5 + 5	5 + 5	7 - 15	6
P23, Kläranlage Rheinbach, Ablauf Regenüberlaufbecken	2	0		
P24, Kläranlage Flerzheim, Ablauf Regenüberlaufbecken II	0	1		
Summe	82	82		

2.2.3 Kriterien für niederschlags- und abflußbezogene Probenahmen

Die Belastung von Oberflächengewässern mit Darmviren, Fäkalbakterien und Dauerformen von Giardien und Cryptosporidien sowie Würmern wird vor wesentlich durch Abwässer unterschiedlicher Herkunft einschließlich Mischwasser aus Regenentlastungen beeinflusst. Die Ausbringung von Wirtschaftsdünger auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, welcher bei Niederschlägen durch Abschwemmung und Austrag ebenfalls in die Oberflächengewässer gelangt, trägt ebenso zur diffusen mikrobiellen Belastung der Gewässer bei wie ungeordnete Abwassereinleitungen (Popp 2000). Niederschlagsereignisse können somit eine mikrobielle Belastung von Oberflächengewässern aus unterschiedlichen Quellen bedingen.

Der Abfluß des Vorfluters schwillt in Verbindung mit Niederschlagsereignissen an. Dabei fließt die Summe aus Oberflächenabfluß und Interflow dem Vorfluter als Direktabfluß ohne große zeitliche Verzögerung zu. Niederschlagshöhe, -intensität und -dauer sowie Größe, Relief und Vegetationsbedeckung des Einzugsgebietes bestimmen maßgeblich den Abflußvorgang und somit ein mögliches

Hochwasserereignis. Die Vorhersagbarkeit einer Hochwasserwelle ist aufgrund der zahlreichen Einflußgrößen unsicher.

Die Regenwassermenge kann bei Niederschlagsereignissen das 50- bis 200-fache der Schmutzwassermenge ausmachen. Je nach Entwässerungssystem kann dies zu unterschiedlichen Belastungsspitzen in der Kanalisation bzw. bei den Kläranlagen führen. Aus wasserwirtschaftlichen und ökonomischen Gründen wird ein Regenabfluß in die Kanalisation vermieden. Zur Regentlastung von Kanalsystemen werden Regenüberläufe (RÜ), Regenüberlaufbecken (RÜB), Stauraumkanäle (SK) und Regenwasserrückhaltebecken (RRB) errichtet (Hosang & Bischof 1998). Wird bei Niederschlagsereignissen der kritische Regenwasserabfluß ($Q_{r\text{ krit}}$) überschritten, erfolgt aus dem Kanal ein Überlauf des Mischwassers entweder direkt in den Vorfluter (bei Regenüberläufen) oder in Regenüberlaufbecken. In Stauraumkanälen kommt es bei Überschreiten von $Q_{r\text{ krit}}$ zum Einstau von Mischwasser. Wird in RÜB oder SK das Rückhaltevolumen überschritten, erfolgt ein Abschlag des grob mechanisch gereinigten Mischwassers in den Vorfluter. Unter diesen Voraussetzungen kann im Gewässer eine hohe mikrobielle Belastung entstehen.

Für die Studie wurde angestrebt, zwei ereignisbezogene Probenahmen während des Abschlags des Regenüberlaufbeckens der Kläranlage Rheinbach durchzuführen. Da dieses RÜB bis zum Oktober des Untersuchungsjahres nur dreimal jeweils nachts angesprungen war, konnte bis zu diesem Zeitpunkt keine Ereignisprobe durchgeführt werden. In Anwesenheit von Vertretern des LUA NRW, des StUA Köln, des Erftverbandes sowie des Hygiene-Institutes wurden während einer Ortsbegehung der Kläranlagen Loch, Hilberath und Flerzheim zusätzliche Ereignisprobenahmestellen ausgewählt. In Zusammenarbeit mit den beteiligten Kläranlagen wurden die Kriterien für die Auslösung außerplanmäßiger Probenahmen aufgestellt. Als mögliche Ereignisprobenahmestellen wurden der Stauraumkanal der Kläranlage Loch und das Regenüberlaufbecken der Kläranlage Flerzheim ausgewählt.

Als ein für beide Ereignisprobenahmestellen gültiges Kriterium galt das Anspringen der Regentlastungsanlagen durch anhaltenden Niederschlag. Des weiteren wurde festgelegt, daß die Probenahmen auch bei einem hohen Einstau im Stauraumkanal der Kläranlage Loch nach einer Mindestverweilzeit von 12 Stunden durchgeführt werden. Die Benachrichtigung zu einer Ereignisbeprobung erfolgte durch die zuständigen Mitarbeiter der Kläranlage.

2.2.4 Probenahmetechnik

Die Probenahmen wurden vereinbarungsgemäß von Mitarbeitern des Hygiene-Institutes vor Ort nach den Standardarbeitsanweisungen des Hygiene-Instituts durchgeführt. Der Transport der Proben erfolgte am gleichen Tag gekühlt zum Hygiene-Institut der Universität Bonn.

2.2.4.1 Probenahme für bakteriologische Parameter

Die Probenahme für die Bakteriologie erfolgte derart, daß sterile Glasflaschen unmittelbar nach dem Öffnen durch Eintauchen unter die Wasseroberfläche oder mit der für die parasitologische Probenahme benutzten Pumpe gefüllt und anschließend sofort wieder verschlossen wurden. Von jedem Kläranlagenablauf und im Gewässer wurden jeweils zwei Liter Probenwasser entnommen. An den Kläranlagenzuläufen wurde ein Liter Abwasser abgefüllt.

2.2.4.2 Probenahme für physikochemische und chemische Parameter

Wasser für die Labor-Bestimmung der chemischen Parameter wurde in eine 1.000 ml PE-Flasche abgefüllt. Die Entnahme des Wassers erfolgte durch Schöpfen oder mit der Pumpe.

2.2.4.3 Probenahme für parasitologische Parameter

Die parasitologische Probenahme erfolgte mittels eines Wickelfilters aus Polypropylenfasern mit einer nominalen Porenweite von 1µm. Dieser wurde in einem Filtergehäuse an die Saugseite einer Pumpe angeschlossen. Über einen Schlauch mit einem groben Vorfilterkorb wurde das zu beprobende Wasser durch den Filter gezogen. Durchfluß und Wassermenge wurden mittels einer Wasseruhr auf der Auslaßseite der Pumpe kontrolliert. Der Durchfluß wurde zu Beginn der Probenahme auf fünf Liter pro Minute eingestellt und anschließend nicht mehr nachreguliert. Eine Kontrolle des Durchflusses erfolgte alle 10 Minuten. Das gefilterte Zielprobevolumen an den Kläranlagenabläufen und im Gewässer betrug 500 Liter. Sank allerdings während der Probenahme der Durchfluß unter zwei Liter pro Minute, so wurde die Probenahme abgebrochen, um zu verhindern, daß Partikel den Filter durchbrechen. An den Kläranlagenzuläufen wurde die gefilterte Wassermenge auf 50 Liter begrenzt. Nach Beendigung der Probenahme wurde das Filtergehäuse vorsichtig entleert und die Filterpatrone in einem keimarmen Polyethylenbeutel transportiert. Der Durchfluß von 5 Litern pro Minute stellt einen Kompromiß zwischen optimaler Filtration bei geringem Durchfluß (kein Durchsaugen von Partikeln) und praktikablen Probenahmezeiträumen dar. Die Dauer der 500-Liter Probenahme betrug bei dem gewählten Durchfluß etwa 100 Minuten.

2.2.5 Vor Ort bestimmte Parameter

Zur Bestimmung der Vor-Ort-Parameter wurden folgende Geräte eingesetzt:

elektrische Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	MultiLine F/Set-3, WTW
Lufttemperatur [$^{\circ}\text{C}$]	
pH-Wert	
Sauerstoffgehalt [mg/l]	
Wassertemperatur	
Trübung [FNU]	NEPHLA (nach DIN 38 404 und ISO 7027) Dr. Lange
Geruchsart/Geruchsstärke	Organoleptische Bestimmung
Farbe	Organoleptische Bestimmung

2.2.6 Abflußmessung nach FISCHER (Fließgewässer)

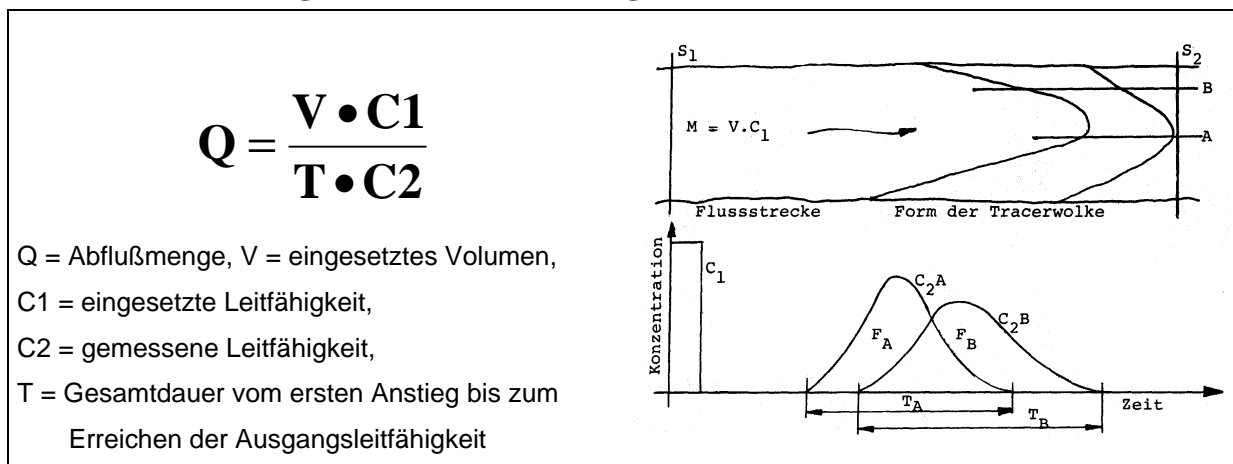


Abb. 1: Formel und Erläuterungsskizze zur Abflußmessung nach Fischer

An den Gewässer-Probenahmestellen wurde die Abflußmenge zum Probenzeitpunkt mit der Methode nach Fischer (1982) bestimmt. Die Methode beruht auf der Bestimmung des Abflusses über die Verdünnung eines Tracers, in diesem Falle Kochsalz. Der Tracer wird in einem bekannten Volumen mit bekannter hoher Konzentration in einer Portion in das Gewässer gegeben. Anschließend wird an einer Stelle, die so weit unterhalb liegt, daß eine gute Durchmischung gewährleistet ist, die Konzentration des Tracers bestimmt, hier anhand der Leitfähigkeit. Sobald die Tracerwolke an der Meßstelle angelangt ist, wird die Leitfähigkeit alle zehn Sekunden protokolliert, bis sie wieder auf den Ausgangswert gefallen ist. Aus den erhaltenen Daten kann nach folgender Formel der Abfluß errechnet werden:

2.2.7 Dokumentation der Probenahme

Die Probenahmen wurden jeweils auf einem vom Hygiene-Institut entwickelten Formular dokumentiert. Dieses enthielt neben Datum und Uhrzeit der Probenahme auch Angaben über die Wetterverhältnisse, die geförderte Wassermenge für die parasitologische Probe, Zu- bzw. Ablaufmenge der Kläranlage, Abflußmessung im Gewässer sowie die Ergebnisse der Vor-Ort-Bestimmungen.

Probenahmeprotokoll KA - / Swistbach - Projekt			
Datum:	<input style="width: 90%;" type="text"/>	Ankunftszeit Probenahmestelle:	<input style="width: 90%;" type="text"/>
Probenahmestelle:	<input style="width: 90%;" type="text"/>	ProbenehmerIn:	<input style="width: 90%;" type="text"/>
	Zentralnummer:	<input style="width: 90%;" type="text"/>	wird im Labor nachgetragen!
Wetter:	<input style="width: 90%;" type="text"/>	<input type="checkbox"/> Niederschlag vor der Probenahme	
Lufttemperatur:	<input style="width: 90%;" type="text"/>	<input type="checkbox"/> Niederschlag während der Probenahme	
Vor - Ort - Parameter			
Wassertemperatur:	<input style="width: 90%;" type="text"/>	Farbe:	<input style="width: 90%;" type="text"/>
pH-Wert:	<input style="width: 90%;" type="text"/>	Sauerstoff [mg/l]:	<input style="width: 90%;" type="text"/>
Trübung [FNU]:	<input style="width: 90%;" type="text"/>	Geruchsstärke:	<input style="width: 90%;" type="text"/>
	el. Lf. [μ S/cm]	<input style="width: 90%;" type="text"/>	Geruchsart: <input style="width: 90%;" type="text"/>
Probenahme			
Beginn paras. Probenahme:	<input style="width: 90%;" type="text"/>	Stand der Wasseruhr:	<input style="width: 90%;" type="text"/>
Durchfluß l / min:	<input style="width: 90%;" type="text"/>	Durchfluß l / min nach 20 min:	<input style="width: 90%;" type="text"/>
Durchfluß l / min nach 40 min:	<input style="width: 90%;" type="text"/>	Durchfluß l / min nach 60 min:	<input style="width: 90%;" type="text"/>
Durchfluß l / min nach 80 min:	<input style="width: 90%;" type="text"/>	Durchfluß l / min nach 100 min:	<input style="width: 90%;" type="text"/>
Ende paras. Probenahme:	<input style="width: 90%;" type="text"/>	Stand der Wasseruhr:	<input style="width: 90%;" type="text"/>
		Gefilterte Wassermenge [l]:	<input style="width: 90%;" type="text"/>
Abfüllungen			
Abfüllung für Bakteriologie (1 x 1 Liter sterile Glasflasche) <input type="checkbox"/>			
Abfüllung für Chemie (1 Liter PE-Flasche) <input type="checkbox"/>			
Abfüllung für fraktionierte Trübungsmessung (2 x 2 Liter PE) <input type="checkbox"/>			
Sonstige Abfüllungen: <input style="width: 90%;" type="text"/>			
Abflußmessung (Fließgewässer)			
Eingesetztes Tracervolumen [l]: <input style="width: 90%;" type="text"/>			
Startleitfähigkeit im Gewässer [μ S/cm]: <input style="width: 90%;" type="text"/>			
Eingesetzte Leitfähigkeit [μ S/cm]: <input style="width: 90%;" type="text"/> (Einheit beachten !)			
(Leitfähigkeitsmessungen auf Rückseite eintragen)			
Ergebnis Abflußmessung / Ablesung Kläranlagenschreiber			Abfluß / Zulauf [l/s]: <input style="width: 90%;" type="text"/>
Bemerkungen:			

Abb. 2: Verwendetes Probenahmeprotokoll

2.3 Hydrologische Parameter

Als Daten zum Wasserhaushalt wurden Niederschläge sowie Zu- und Abläufe auf den Kläranlagen über den Untersuchungszeitraum, die Lufttemperaturen und Abflüsse zur Zeit der Probenahmen er-

mittelt. Zusätzlich wurden die Klimadaten der Vorjahre für die vergleichende Bewertung der hydro-meteorologischen Situation im Untersuchungszeitraum erfaßt.

Die Niederschlagsdaten und die täglichen Zu- und Ablaufmengen der Kläranlagen wurden uns vom Erftverband zur Verfügung gestellt. Die aktuellen Wassermengen auf den Anlagen zur Zeit der Probenahmen wurden an den entsprechenden Schreibern abgelesen. Die Abflußmengen in den Gewässern zur Zeit der Probenahme wurden jeweils nach dem Verfahren nach Fischer M. (1982) ermittelt (s.o.).

2.4 Physikalische und chemische Wasseruntersuchungen

Trübung

Die Bestimmung der Trübung erfolgte mittels Streulichtphotometrie nach EN 27027:1994 mit dem Trübungsmeßgerät Nephla der Firma Dr. Lange. Das Verfahren ist anwendbar auf Wasser mit geringer Trübung (z.B. Trinkwasser).

Das Ergebnis wird in Formazine Nephelometric Units (FNU) angegeben.

a) Trübung	< 1 FNU	auf	0,01	FNU
b) Trübung	1 < 10 FNU	auf	0,1	FNU
c) Trübung	10 < 100 FNU	auf	1	FNU
d) Trübung	≥ 100 FNU	auf	10	FNU

Abfiltrierbare Stoffe

Die Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe erfolgte nach DIN38 409 H2. Dieses Verfahren ist auf alle Wasser anwendbar, und liefert die Masse der im Wasser enthaltenen ungelösten Stoffe. Die Angabe der Ergebnisse erfolgt in mg/l.

Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)

Die Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs erfolgte nach DIN 38 409 H41. Unter dem chemischen Sauerstoffbedarf versteht man die volumenbezogene Masse an Sauerstoff, die der Masse an Kaliumdichromat äquivalent ist, welche unter den Bedingungen des Verfahrens mit den im Wasser enthaltenen oxidierbaren Stoffen reagiert. Dieses Verfahren ist anwendbar auf Wasser deren CSB zwischen 15 und 300 g/l liegt, und deren Chlorid-Konzentration 1g/l nicht überschreitet. Ggf. müssen die Wasserproben verdünnt werden, um diese Werte einzustellen. Die Angabe der Ergebnisse erfolgt in mg/l.

Stickstoff nach Kjeldahl

Das Kjeldahl-Verfahren ist geeignet zur Untersuchung verschiedenster Wasser. Es gibt den Gehalt an organischem Stickstoff und Ammonium-Stickstoff wieder. Dazu wird der organisch gebundene

Stickstoff durch Aufschluß zu Ammoniumsulfat umgewandelt. Das Ammonium wird anschließend als NH_3 abdestilliert und mittels Titration bestimmt. Die Angabe der Ergebnisse erfolgt in mg/l.

2.5 Bakteriologische Wasseruntersuchungen

Alle Proben wurden, wenn möglich, am Tag der Probenahme verarbeitet. War dies nicht möglich, wurden die Proben im Kühlschrank bei $5 \pm 3 \text{ }^\circ\text{C}$ gelagert und sofort am nächsten Morgen verarbeitet. Alle Proben wurden in Log-Stufen mit steriler 0,85 %iger NaCl verdünnt.

Im Rahmen der Qualitätskontrolle wurden bei allen angewandten Methoden Positiv- und Negativkontrollen sowie Medienkontrollen mitgeführt.

2.5.1 Koloniezahl

Die Bestimmung der allgemeinen Koloniezahl erfolgte gemäß Trinkwasserverordnung vom 5.12.1990 mit dem Koch'schen Plattengußverfahren. Für jede Bebrütungstemperatur wurde 1 ml der Wasserprobe bzw. der Verdünnung in eine sterile, vorher beschriftete Petrischale mit Zählraster pipettiert. Nach 44 ± 4 Stunden Bebrütung bei $20 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$ bzw. $36 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$ wurden die unter 6 - 8facher Lupenvergrößerung sichtbaren Kolonien ausgezählt.

Die Angabe erfolgte als koloniebildende Einheiten KBE/ml.

2.5.2 E. coli und coliforme Bakterien

Der Nachweis von coliformen Bakterien und *E. coli* in den Proben erfolgte auf Endo-Agar (gemäß Mineral- und Tafelwasser-Verordnung vom 1.8.1984) bzw. Chromocult[®]-Coliformen-Agar oder mit der „Most Probable Number“-Methode nach der „Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaften über die Qualität der Badegewässer“ 76/160/EWG Amtsblatt der EG vom 5.2.1976, je nach Verschmutzungsgrad der Probe.

a) Membranfiltration sowie Ausspateln von Verdünnungen auf Selektivagar:

10 ml der Probe wurden unter sterilen Bedingungen mittels Membranfiltrationsgerät über Zellulose-nitratmembranfilter (Porenweite $0,45 \text{ }\mu\text{m}$, Durchmesser 50 mm) abfiltriert. Der Membranfilter wurde (mit der Unterseite nach unten) luftblasenfrei auf Chromocult[®]-Coliformen-Agar (zum Nachweis von *E. coli*) bzw. Endo-Agar (zum Nachweis der gesamtcoliformen Bakterien) aufgelegt und im Brutschrank bei $36^\circ\text{C} \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$ über 20 ± 4 Stunden inkubiert. Analog hierzu wurde je 1 ml der verdünnten Probe ausgespatelt und im Brutschrank bei $36^\circ\text{C} \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$ über 20 ± 4 Stunden inkubiert.

Zur Auswertung wurden nach Möglichkeit Platten herangezogen, die zwischen 10 bis 100 typisch gewachsene Kolonien aufwiesen. Alle dunkelblauen Kolonien auf Chromocult[®]-Coliformen-Agar

wurden als *E. coli* gezählt, alle fuchsinglänzenden und dunkelroten Kolonien auf Endo-Agar wurden als (gesamt)coliforme Bakterien gezählt.

Die Angabe erfolgte jeweils in KBE/100 ml.

b) MPN-Verfahren im Dreifachansatz mit Fluorocult-Laurylsulfat-MUG-Bouillon:

Aus jeder Verdünnungsstufe der Probe wurde je 1 ml in drei Reagenzgläser mit 10 ml Laurylsulfat-Bouillon (mit Methylumbelliferyl-glucuronid (MUG)) pipettiert (4 x 3 Röhren pro Probe). Die Bebrütung erfolgte bei $36 \pm 1^\circ\text{C}$ für 44 ± 4 Stunden. Die Röhren wurden auf Gasbildung und Fluoreszenz geprüft. Nachweis von Gasbildung allein bedeutet das Vorkommen von (gesamt)coliformen Bakterien. Zusätzliche hellblaue Fluoreszenz im ganzen Röhren spricht für β -Glucuronidase-Aktivität durch fakultativ anaerobe Bakterien (*E. coli*). Die wahrscheinliche Anzahl der Bakterien in 100 ml der Probe wurde mit Hilfe der MPN - Tabelle nach McCrady ermittelt. Dazu wurde die Anzahl positiver Röhren jeder Verdünnungsstufe bestimmt und aus der Kombination die MPN-Zahl abgelesen.

Beispiel: 3 Röhren der 10^0 -Verdünnung, 2 Röhren der 10^{-1} -Verdünnung und kein Röhren der 10^{-2} Verdünnung waren gaspositiv. Die Kombination 3 - 2 - 0 ergibt laut Tabelle für die coliformen Keime die MPN - Zahl 930/100 ml (95% Konfidenz-Intervall: 150 - 3800). Fluoreszenz war in der Röhrenkombination 2 - 1 - 0 nachweisbar, d.h. die wahrscheinlichste Zahl für *E. coli* in der Probe lag bei 150/100 ml MPN (95 % Konfidenz - Intervall: 30 - 440).

Wenn bei einem Ansatz von 4 Verdünnungsstufen die ersten Reihen positiv waren, wurden die Röhren der letzten drei Verdünnungsstufen (0,1 ml - 0,01 ml - 0,001 ml) zur Auswertung herangezogen. Die der Röhrenkombination entsprechende MPN - Zahl in der Tabelle wurde dann mit 10 multipliziert.

Die Angabe erfolgte in Anzahl/100 ml MPN.

2.5.3 Fäkalstreptokokken

Der Nachweis der Fäkalstreptokokken erfolgte quantitativ nach der „Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaft über die Qualität der Badegewässer“ 76/160/EWG vom 5.2.76. 10 ml der Probe wurden mittels Membranfiltrationsgerät über Zellulosenitratmembranfilter (Porenweite 0,45 μm , Durchmesser 50 mm) abfiltriert. Der Membranfilter wurde (mit der Unterseite nach unten) luftblasenfrei auf Kanamycin-Aesculin-Azid-Agar (KAA - Agar, Fa. Oxoid) gelegt und für 44 ± 4 Stunden bei $36 \pm 1^\circ\text{C}$ bebrütet. Zudem wurde jeweils 1 ml der Verdünnungen auf Kanamycin-Aesculin-Azid-Agar ausgespatelt und ebenso für 44 ± 4 Stunden bei $36 \pm 1^\circ\text{C}$ bebrütet.

Zur Auszählung wurden nach Möglichkeit Platten herangezogen, die zwischen 10 bis 100 typisch gewachsene (dunkle) Kolonien aufwiesen. Von morphologisch typischen Kolonien jeder zur Auswertung herangezogenen Agarplatte wurden zur Bestätigung stichprobenartig Subkulturen auf Blutagar angelegt. Bei typischem Wachstum wurde eine Gram-Färbung angefertigt. Schwarzbraune Kolonien mit schwarzem Hof wurden als Fäkalstreptokokken im Sinne der EG-Richtlinie 76/160 EWG gewertet.

Die Angabe erfolgte in KBE/100 ml.

2.5.4 Sulfitreduzierende sporenbildende Anaerobier (Clostridien)

Der Nachweis erfolgte quantitativ gemäß Mineral- und Tafelwasser-Verordnung vom 1.8.1984. Teile der Probe wurden in einen sterilen Erlenmeyerkolben überführt und für 15 Minuten im temperierten Wasserbad bei $75^{\circ}\text{C} \pm 5^{\circ}\text{C}$ pasteurisiert. Die pasteurisierte Probe wurde danach sofort unter fließendem kaltem Wasser auf Raumtemperatur abgekühlt. 100 ml sowie 10 ml der so vorbehandelten Probe wurden unter sterilen Bedingungen mittels Membranfiltrationsgerät über Zellulosenitratmembranfilter (Porenweite $0,2 \mu\text{m}$, Durchmesser 50 mm) abfiltriert. Der Membranfilter wurde (mit der Unterseite nach unten) auf den vorbereiteten Tryptose-Sulfit-Cycloserin-Agar (TSC-Agar, Fa. Merck) luftblasenfrei aufgelegt. Zudem wurde je 1 ml der Verdünnungen auf Tryptose-Sulfit-Cycloserin-Agar ausgespatelt. Die Inkubation erfolgte im Anaerobiertopf bei $36^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ für 44 ± 4 Stunden. Schwarze Kolonien wurden als Clostridien im Sinne dieser Untersuchung gewertet. Zur Auswertung wurden nach Möglichkeit die Membranfilter herangezogen, die zwischen 10 bis 100 typisch gewachsene Kolonien aufwiesen. Die Angabe erfolgte in KBE/100 ml.

2.5.5 *Salmonella* spp.

Der Nachweis erfolgte qualitativ in Anlehnung an die ISO 6579 „General guidance on methods for the detection of Salmonella“ vom 1.9.1993 mit der Flüssigkeitsanreicherung („presence/absence“-Test). Aufgrund der relativ hohen Kontamination der meisten Proben wurde auf eine unselektive Voranreicherung mit Peptonwasser verzichtet. 500 ml bzw. 250 ml (je nach Kontamination) der Probe wurden mittels Membranfiltrationsgerät über Zellulosenitratmembranfilter (Porenweite $0,45 \mu\text{m}$, Durchmesser 50 mm) abfiltriert, gegebenenfalls in mehreren Portionen über mehrere Filter. Der oder die Membranfilter wurde(n) in 100 ml Rappaport-Vassiliadis-Bouillon (Fa. Merck) gegeben und für 44 ± 4 Stunden bei $36 \pm 1^{\circ}\text{C}$ bebrütet.

Bei Trübung der Bouillon wurde ein fraktionierter Ausstrich auf Hektoen-Agar (Fa. Merck) angelegt und die Platte im Brutschrank bei $36 \pm 1^{\circ}\text{C}$ für 20 ± 4 Stunden bebrütet. Verdächtige, schwarzge-

färbte Kolonien wurden mit einem polyvalenten Salmonella-Antiserum überprüft. Bei Agglutination wurde die Probe als positiv bewertet. Die Angabe erfolgte als „nachweisbar in (untersuchtes Volumen)“.

2.5.6 *Yersinia* spp.

a) Membranfiltration sowie Ausspateln von Verdünnungen auf Selektivagar:

Der Nachweis erfolgte quantitativ mittels Membranfiltration (Schulze 1996). Nach Membranfiltration von 10 ml der Probe wurde der Filter auf Cefsulodin-Irgasan-Novobiocin-(CIN) Agar (Fa. Oxoid) gelegt und für 44 ± 4 Stunden bei 30 ± 1 °C bebrütet. Zudem wurde je 1ml der Verdünnungen auf CIN-Agar ausgespatelt und ebenfalls inkubiert. Transparente, leicht erhabene Kolonien mit rosa bis rotem Zentrum („Kuhaugen“), wurden als „Yersinia-verdächtig“ gezählt. Diese Kolonien wurden zur weiteren Differenzierung auf Nähr-Agar überimpft und für 20 ± 4 Stunden bei 30 ± 1 °C bebrütet. Bei negativer Cytochromoxidase-Reaktion wurden die Stämme auf Kliglermedium mit Harnstoff überimpft (Einstich und Oberfläche) und weitere 20 ± 4 Stunden bei 30 ± 1 °C inkubiert. *Yersinia* spp. färbt das Medium durchgehend tiefrot. Zur weiteren Bestätigung wurden zwei Medien zur Überprüfung der Beweglichkeit beimpft und bei 30 ± 1 °C bzw. 36 ± 1 °C für 20 ± 4 Stunden bebrütet. Stämme, die das Kligler/Harnstoffmedium rot färben, bei 30°C beweglich sind, bei 37 °C dagegen nicht, wurden als Yersinien-verdächtig gewertet und im API[®]-Test bis zur Art identifiziert.

Die Angabe erfolgte in KBE/100 ml.

b) Kälteanreicherung

1 ml der Probe bzw. der angelegten Verdünnungen wurden in sterile Yersinia-Bouillon gegeben und für 21 Tage bei 4-6°C inkubiert. Bei Trübung der Bouillon wurde ein Ausstrich auf CIN-Agar gemacht und die Platten für 44 ± 4 Stunden bei 30 ± 1 °C bebrütet. Im Folgenden wurde wie unter a) beschrieben verfahren.

2.5.7 *Campylobacter* spp.

Der Nachweis von Campylobacter erfolgte semiquantitativ mit Hilfe der Flüssigkeitsanreicherung („presence/absence“ Test) (1). Nach Membranfiltration von jeweils 100 ml, 10 ml und 1 ml der Probe wurden die Filter in kleine Petrischalen (Durchmesser 5 cm) gelegt, mit 10 ml MCCD-Bouillon bedeckt und für 20 ± 4 Stunden bei 36 ± 1 °C mikroaerophil bebrütet. Ebenso wurde mit je 1ml der in steriler 0,85%iger NaCl angelegten Verdünnungen verfahren. Anschließend wurde die bebrütete MCCD-Bouillon in Zentrifugengläser überführt und bei 7000g für 10 min zentrifugiert. Der Überstand wurde dekantiert und 1 ml des Sediments auf einen Membranfilter, der zuvor auf eine Karmali-

Agarplatte gelegt wurde, gegeben. Nach zwei Stunden mikroaerophiler Bebrütung bei 36 ± 1 °C wurde der Filter entfernt und die Karmali-Agarplatten für weitere 44 ± 4 Stunden bei 36 ± 1 °C mikroaerophil inkubiert.

Der Nachweis von mukösen, hell- bis dunkelgrauen Kolonien galt als Verdacht auf *Campylobacter*. Von morphologisch typischen Kolonien jedes zur Auswertung herangezogenen Filters wurden zur Bestätigung stichprobenartig Subkulturen auf Karmali-Agar angelegt. Bei typischem Wachstum wurde eine Gram-Färbung angefertigt. Gram-negative, feine gebogene Stäbchen wurden als *Campylobacter* gewertet.

Die Angabe erfolgte als „nachweisbar in [untersuchte Volumina]“.

2.6 Parasitologische Wasseruntersuchung

Die Filter wurden am Morgen nach der Probenahme im Labor weiterverarbeitet. Dazu wurde die Filterpatrone aufgeschnitten und der grobe Wickelfaden vom Filtervlies getrennt und verworfen. Das Filtervlies wurde zerzupft und in 0,1% TWEEN 80-Lösung zweimal ausgewaschen. Das vereinigte Eluat wurde anschließend in mehreren Schritten bei 1500g zentrifugiert und das Sediment in 50ml 0,1% TWEEN 80 eingengt. Nach Abnehmen einer Rückstellprobe wurde das Sediment mittels Saccharose-Flotation (Dichte = 1,18) in der Zentrifuge bei 1000g von den Cysten / Oocysten getrennt. Nach Auswaschen der Saccharose bei 1500g ergab sich ein Restsediment von 70 - 150 µl. Dieses wurde in Eppendorf-Tubes überführt und dort mit monoklonalen Antikörpern und Fluoreszenzfarbstoff behandelt, um die Parasitendauerstadien zu markieren. Anschließend wurde das Sediment auf mehrere Objektträger verteilt ausgestrichen, bei 37°C 30 Minuten getrocknet und mit DABCO-Eindeckmedium eingedeckt.

Die Präparate wurden im Auflichtfluoreszenzmikroskop bei 400-facher Vergrößerung mit Ölimmersion durchgemustert. Die Kontrolle eventueller Cysten- oder Oocystenfunde erfolgte bei 1000-facher Vergrößerung bei Auflichtfluoreszenz und im Phasenkontrast-Durchlicht. Die Methode erreicht eine Wiederfindungsrate von 20 Prozent. Unter Berücksichtigung dieser Wiederfindungsrate und der untersuchten Volumina liegt die Nachweisgrenze des Verfahrens bei etwa vier Cysten / Oocysten pro 100 Liter Wasser. Die Ergebnisse im Kapitel 3 sind ohne Einbeziehung der Wiederfindung angegeben. Die dazugehörige Nachweisgrenze beträgt 0,4 Cysten / Oocysten pro 100 Liter.

Bei Proben aus den Kläranlagenzuläufen ergab sich das Problem hoher Sedimentfrachten, welche die Filterpatrone sehr schnell beluden. Daraus ergab sich die Notwendigkeit, bei sehr schnellem Absinken des Durchflusses bis zum völligen Zuschlagen des Filters zu pumpen, um ein möglichst aussagefähiges Probevolumen zu erhalten. Ausserdem wurde durch das Sedimentmaterial die Reinigung der

Probe und das Herstellen auswertbarer mikroskopischer Präparate erschwert. Ursprünglich wurde angestrebt, von jeder Probe einen Anteil zwischen 30 und 40 Prozent zu untersuchen, um extrapolationsbedingte Fehler zu minimieren. Besonders die hohen Sedimentfrachten der Kläranlagenzuläufe brachten es aber mit sich, daß der bearbeitete Probenanteil nach Abnehmen der Rückstellprobe nochmals halbiert werden mußte, um ein handhabbares Sedimentvolumen zu erreichen. Da aus diesem Sediment nach der Flotation gelegentlich immer noch ein sehr großes Restpellet übrigblieb, mußte in diesen Fällen aus Zeitgründen der bearbeitete Anteil der Probe auf zehn Prozent reduziert werden, um alle Proben möglichst bald nach Entnahme bearbeiten zu können. Die Nachweisgrenze steigt für diese Proben auf 2 Cysten / Oocysten pro 100 Liter (bzw. 20 unter Berücksichtigung der Wiederfindungsrate). Da die Zulaufproben aber immer positive Befunde aufweisen, ist die Erhöhung der Nachweisgrenze in diesem Fall unerheblich.

3 Ergebnisse

3.1 Geoökologische Charakterisierung des Einzugsgebietes des Swistbaches

3.1.1 Geographische Lage

Der Swistbach ist ein bedeutendes, rechtes Seitengewässer im Mittellauf der Erft und gehört somit zu deren unmittelbarem Einzugsgebiet. Er durchfließt das untersuchte Areal auf insgesamt 42 km Länge, bevor er bei Weilerswist in die Erft mündet.

Das Untersuchungsgebiet umfaßt den Großteil des Einzugsgebietes des Swistbaches mit seinen tributären Fließgewässern und erstreckt sich von der rheinland-pfälzischen Landesgrenze im Süden bis nach Weilerswist im Norden. In der West-Ost-Ausdehnung umfaßt es das Gebiet von Flamersheim bis Meckenheim. Das Einzugsgebiet des Swistbaches erstreckt sich auf einer Fläche von ca. 285 km². Administrativ gehört der größte Teil des Untersuchungsgebietes zum Rhein-Sieg-Kreis, nur ein kleiner Teil liegt im Kreis Euskirchen. Der süd-östliche Zipfel des Einzugsgebietes befindet sich in Rheinland-Pfalz und umfaßt Teile der Gemeinden Grafschaft und Altenahr

3.1.2 Naturräumliche Ausstattung

Das Untersuchungsgebiet liegt im Übergangsbereich zwischen der Niederrheinischen Bucht und der Eifel und wird im Osten durch den Höhenzug der Ville begrenzt. Der Swistbach und ein Großteil seiner Nebengewässer entspringen im nordöstlichen Bereich der Eifel und durchfließen anschließend den südöstlichen Teil der Zülpicher Börde (Karten 1, 2). Diese weitgehend unbewaldete Region umfaßt den Südteil der Rheinischen Lößbörden im Regenschatten der Eifel und zeichnet sich durch eine hohe Ertragsfähigkeit der Böden aus. Nach Norden öffnet sich die Zülpicher zur Jülicher Börde hin und erscheint somit als Keil, der nach Nordwesten geöffnet ist, nach Südosten spitz zuläuft und an beiden Seiten von relativ hoch aufragenden Bruchrändern eingefaßt wird. Die Zülpicher Börde läßt sich in mehrere kleinere naturräumliche Einheiten untergliedern, von denen für das Untersuchungsgebiet nur die im Südosten gelegene Rheinbacher Lößplatte von Bedeutung ist (Abb. 3) (Meynen et al. 1962).

Im Südwesten schließt sich an die Rheinbacher Lößplatte der Nordrand der Eifel an. Dieser Übergang gestaltet sich als markanter, in seinem Verlauf gut nachvollziehbarer Geländeanstieg, der sich in sanftem Bogen nach Nordwesten zieht und östlich des Jungbaches scharf nach Süden zurückspringt (Meynen et al. 1962).

Das Einzugsgebiet des Swistbaches wird zu einem Großteil durch das großräumige Landschaftsbild der ebenen Lößgebiete mit großflächigen Ackerschlägen bestimmt. Durch die weitgehende Ausräumung gliedernder und belebender Landschaftselemente und die ausgesprochene Waldarmut stellt sich die Zülpicher Börde als recht strukturlos dar. Dieser Eindruck wird durch die morphologische Gleichgestaltigkeit noch verstärkt (LÖBF 1999).



Abb. 3: Die naturräumliche Gliederung der Landnutzungskarte Köln-Bonn 1:100 000

Quelle: Herzog und Troll (1968)

Im Süden des Gebietes lockert der Eifelnordrand mit seinen markanten Bachtälern dieses Bild der strukturlosen Bördelandschaft weitgehend auf. Die naturnahen Auenlandschaften, die Grünlandbestände und Restwaldflächen sind attraktive und abwechslungsreiche Landschaftsbilder und beleben die ausgeräumte Umgebung (LÖBF 1999).

3.1.2.1 Geologie und Böden

Der Swistbach entspringt in den oberen Siegener Schichten der Voreifel, welche durch das Vorherrschen von Ton- und Schluffsteinen charakterisiert sind. Im Bereich der Nordabdachung der Eifel durchfließt er einen mit Löß überlagerten variszischen Faltenrumpf aus devonischem Material, bevor er schließlich bis zur Mündung bei Weilerswist ausschließlich in quartären Hauptterrassenschottern des Rheins fließt, welche tertiären Sanden, Kiesen und Tonen aufliegen (LUA 1997). Diese stehen vor allem an den Bruchrändern der Zülpicher Börde und am Eifelrand oberflächennah an bzw. treten stellenweise sogar zutage.

Die Zülpicher Börde zeichnet sich durch großflächig einheitliche Böden aus. Für die Bodenbildung in diesem Gebiet sind vor allem die bis zu 2 m mächtigen Lösschichten von Bedeutung. In den teilweise recht tiefgründigen Braunerden und Parabraunerden kommt es vereinzelt zu Staunässebildung. Vor allem in den Niederungen der Fließgewässer hat dies die Ausbildung von Gley-Böden, wie Gley, Pseudogley, oder Gley-Parabraunerden zur Folge. Im Bereich von Geländestufen und an den Talrändern nimmt die Mächtigkeit der Lößauflage ab. An diesen Stellen findet eine Durchmischung des Oberbodenmaterials mit den darunter lagernden Kiesen und Sanden statt; es bilden sich dort nährstoffärmere Böden aus (Meynen et al. 1962). Kleinräumig findet man auch Schwarzerden und Rendzinen sowie in Trockenrinnen Kolluvien.

Generell sind die Böden der Rheinbacher Lößplatte durch einen mittleren bis hohen Nährstoffgehalt charakterisiert. Vor allem die Parabraunerden erreichen hohe Bodenwertzahlen und gelten als absolute landwirtschaftliche Gunststandorte. Aus diesem Grund überwiegt in diesem Gebiet die intensive ackerbauliche Nutzung bis hin zum erfolgreichen Anbau anspruchsvoller Sonderkulturen. In den vereinzelt auftretenden Ungunstgebieten mit länger andauernder Vernässung herrschen dagegen Grünland oder Waldnutzung vor (LWK 1998, LÖBF 1999).

3.1.2.2 Geomorphologie

Das Untersuchungsgebiet ist in hohem Maße tektonisch geprägt. An die deutlich herausgehobene Villescholle, welche das Einzugsgebiet des Swistbaches nach Osten hin abgrenzt, schließt sich im Westen die in nordöstliche Richtung gekippte Erftscholle an. Die Grenze zwischen diesen beiden Schollen ist gekennzeichnet durch das Bruchsystem des Erft- und Swistsprunges. Der Swistbach folgt diesem tiefsten Punkt der Erftscholle, während seine Nebenbäche vom Eifelfuß aus die ganze Ebene nach Nordosten durchqueren.

Durch die ungleichmäßige Lößdecke sowie die unzähligen kleinen Tälchen und Trockenrinnen erscheint das Relief des Untersuchungsgebietes flach gewellt. Vor allem im Bereich der Ei-

fel-Nord-Abdachung zerschneiden der Swistbach und seine Quellbäche das Gelände in breite Riedel. Anschließend senkt sich der Eifelnordrand zum inneren Winkel der Zülpicher Börde bis auf 200 m bei Rheinbach ab (Meynen et al. 1962). Die absolute Höhe liegt im Einzugsgebiet des Swistbaches zwischen ca. 380 m über NN im Süden und rund 120 m über NN im Norden.

3.1.2.3 *Klima und Wettergeschehen*

Das Untersuchungsgebiet zeichnet sich durch milde, trockene Winter und feuchte, relativ kühle Sommer aus. Die Jahresmitteltemperatur liegt mit 9-10°C relativ hoch und wird in NRW nur noch von den Temperaturen in der Köln-Bonner-Bucht übertroffen. Zwei Haupträume sind in diesem Bereich für das Wettergeschehen zu unterscheiden: zum einen der Mittelgebirgsbereich der Eifel und zum anderen das Flachland der Niederrheinischen Bucht. Entsprechend der vorherrschenden Windrichtung befindet sich das Untersuchungsgebiet in Leelage zum östlichen Eifel Fuß, weshalb die mittleren Jahresniederschläge nur bei 650 bis 700 mm/Jahr liegen. Dabei fällt der Großteil der Niederschläge in den Sommermonaten. Für das Abflußverhalten aller Fließgewässer des Gebietes, vor allem in Hinblick auf eventuell auftretende Hochwässer, sind die am Nordostrand der Eifel fallenden Niederschläge von Bedeutung (LUA 1997).

3.1.2.4 *Vegetation*

Teilweise sind die Waldgebiete im Einzugsbereich des Swistbaches noch gut erhalten, da die einst ausgedehnten Staats- und Privatwälder von Rodungstätigkeit verschont geblieben sind (Meynen et al. 1962).

Ein Großteil des Einzugsgebietes liegt jedoch in der waldfreien, intensiv ackerbaulich genutzten Lößlandschaft der Zülpicher Börde. Es wird angenommen, daß diese schon in prähistorischer Zeit gerodet wurde und nicht - wie lange Zeit angenommen - erst im Postglazial. Nur auf bodensauren und -feuchten Standorten, die nicht für den Ackerbau geeignet waren, konnten sich Eichen-Hainbuchen und Eichen-Buchenwaldbestände bis heute erhalten. Betrachtet man den Bereich der Aue des 100jährigen Hochwassers, so macht dort der Waldbestand nur 2 % der Fläche aus. Die Waldvegetation tritt im Einzugsgebiet des Swistbaches hinter die landwirtschaftliche Nutzung zurück. Geschlossene Waldflächen beschränken sich auf den Osteifelrand im Süden und die Waldville im Nordosten des Untersuchungsgebietes (Karten 1 und 3).

Die Dauer der Vegetationsperiode im Bereich der Zülpicher Börde ist mit 170-180 Tagen über 10°C relativ lang (LÖBF 1999).

Großflächig überwiegen ausgedehnte, offene Ackerfluren mit Weizen- oder Zuckerrübenanbau, vor allem im Zentrum der Zülpicher Börde. Im Eifelvorland kommt Grünlandwirtschaft und Obstanbau hinzu (Meynen et al. 1962). Vor allem im Raum Meckenheim haben sich Obstanbau und Baumschulen gegenüber dem Ackerbau durchsetzen können (Strukturatlas Regio Rheinland 1996). Die für Lößgebiete typischen Grenzlinienstrukturen, wie Säume, Hecken und Kleingehölze, sind im Landschaftsbild der Zülpicher Börde nur noch vereinzelt zu erkennen (LÖBF 1999).

Im Bereich des Swistbaches und an den oberen Abschnitten einiger Nebenbäche, wie Altendorfer Bach, Ersbach und Morsbach, lassen sich noch mehr oder weniger geschlossene Gehölzbestände finden, so etwa südlich von Meckenheim, wo eine geschlossene Erlen- und Weidenbedeckung vorhanden ist, die durch Holundersträucher und Schlehen ergänzt wird, mancherorts auch durch Hasel-, Weißdorn- und Schneeballsträucher.

Zusammenfassend kann man sagen, daß im Süden des Untersuchungsgebietes die geschlossenen, alten und relativ natürlichen Gehölzbestände überwiegen, während nördlich von Flerzheim zunehmend streifenförmige Anpflanzungen zu finden sind. Gehölzfreie Strecken treten an allen Bächen in unterschiedlicher Länge auf.

3.1.2.5 Hydrologie

Der Swistbach entspringt im nördlichen Randgebiet der Eifel nahe dem rheinland-pfälzischen Kalenborn, in einer Höhe von ca. 325 m über NN. Er berührt in seinem Verlauf innerhalb der Landesgrenzen von NRW die Ortschaften Meckenheim, Lüftelberg, Flerzheim, Morenhoven, Dünstekoven, Heimerzheim, Metternich und Weilerswist und mündet schließlich nördlich von Weilerswist in die Erft, einem linksseitigen Rheinzulauf. Zahlreiche kleinere Bäche fließen ihm zu, so z.B. der Altendorfer Bach, der Ersdorfer Bach, der Morsbach, der Jungbach und der Schießbach. Viele dieser Nebenbäche haben ihr Quellgebiet ebenfalls in der Eifel. Das gesamte Einzugsgebiet hat eine Größe von 285 km², wovon etwa 256 km² innerhalb der Landesgrenze von NRW liegen. Seine größte Ausdehnung hat das Einzugsgebiet des Swistbaches von Südosten nach Nordwesten, wobei ein Höhenunterschied von 220 m mit einem durchschnittlichen Gefälle von 5,3 ‰ überwunden wird. Nach den Richtlinien des LWA (1990) gilt der Swistbach als Gewässer 2. Ordnung und wird dem Typ 2.2 "kleiner Fluß des Flachlandes" zugeordnet. Allerdings hat das Gewässer bis Vettelhoven eher den Charakter eines Mittelgebirgsbaches. Erst während seiner Fließstrecke auf der Erftscholle wird er zu einem Flachlandbach.

Bedingt durch eine hohe Jahresverdunstung von ungefähr 535 mm, bei nur wenig höheren Jahresniederschlägen (600 – 700 mm), läßt sich das Gebiet der Zülpicher Börde als Wassermangelgebiet be-

zeichnen. Die Trinkwasserversorgung des Untersuchungsgebietes wird sichergestellt durch Trinkwasserimport aus dem rechtsrheinischen Rhein-Sieg-Kreis (Wahnbachtalsperrenverband) im Umfang von ca. 3,35 Millionen m³/Jahr (eigene Erhebung). Aufgrund der geringen Speisung durch Niederschläge und der tiefreichenden Kies- und Sandschichten weist das Untersuchungsgebiet keinen einheitlichen Grundwasserhorizont auf (Meynen et al. 1962).

Die Abflussmengen des Swistbaches wurden während des Untersuchungszeitraumes jeweils während der Probenahme durch Abflussmessungen nach Fischer erfaßt (Kap. 3.4.1).

3.1.3 Bedeutung für das landesweite Biotopverbundsystem

Im Rahmen der Umsetzung der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) zur Schaffung eines europaweiten Biotopverbundsystems „Natura 2000“ und als Instrument der Landesentwicklungsplanung werden seit 1996 durch die LÖBF Fachbeiträge des Naturschutzes und der Landschaftspflege erstellt. Diese basieren auf dem bestehenden Biotopkataster und weisen Biotopverbundflächen von regionaler oder landesweiter Bedeutung als landschaftsschutz- oder naturschutzwürdig aus.

Das Untersuchungsgebiet unterliegt aufgrund seiner Standortgunst einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung, der mit einem Verlust an gliedernden Strukturelementen verbunden ist. Insbesondere im Bereich der Börde ist dieser Prozeß weit fortgeschritten. Mit dem Ziel einer Reaktivierung der Fließgewässerdynamik wurde der Swistbach in das landesweite Gewässerauenprogramm integriert und das „Swistauenkonzept“ erarbeitet. In diesem Zusammenhang und als Basis für die Neuauflage des Gebietsentwicklungsplans Köln entstand im Jahre 1999 der Fachbeitrag des Naturschutzes und der Landschaftspflege für den Rhein-Sieg-Kreis und die Stadt Bonn (Karte 3). Diesem zufolge kommt dem Swistbachtalsystem und den nordrhein-westfälischen Quellbächen der Nebengewässer als einzigem strukturgliedernden Element der Börde eine landesweite, naturschutzwürdige Bedeutung im Biotopverbundsystem zu. Dies gilt ebenso für feuchte Laubwaldstandorte im Rheinbacher Wald sowie auf der Villehochfläche (Karte 3). Darüber hinaus gelten mehrere offengelassene Kiesgruben und Parkanlagen als naturschutzwürdig (Stufe II). Übrige Laubwälder, Kleingewässer und das Obstanbaugebiet entlang des Eifelfußes südlich von Rheinbach werden als landschaftsschutzwürdig eingestuft. Alle übrigen Flächen sind als allgemeine Freiraum- und Agrarflächen ausgewiesen.

3.1.4 Anthropogene Überformung

3.1.4.1 Der Swistbach und seine Nebengewässer

Lediglich im Quellgebiet fließt der Swistbach in seinem natürlichen Bett (Foto 1, Seite 7). Nördlich der Ortschaft Flerzheim sind die Böschungen abgeschrägt, der Böschungsfuß mit Steinen befestigt

und der Saumstreifen mit Rasen bewachsen (Foto 5). Die meisten Nebengewässer des Swistbaches fließen überwiegend in ihrem natürlichen Bett. Nur streckenweise wurden im Zuge des Autobahnbaus (BAB 61) und der Flurbereinigung die Ufer verändert oder die Bachläufe begradigt und verrohrt. 1998 galten nur 4-5% der Fläche des Einzugsgebietes als versiegelt, sodaß keine Beeinträchtigung des Abflußverhaltens erwartet wird (Erftverband o. J.).

Nach den Ergebnissen der aktuellen Gewässerstrukturgütekartierung ist der natürliche Zustand des Swistbaches nur an wenigen Stellen erhalten. Bei der Gewässerstrukturgütekartierung werden bestehende Strukturen des Gewässers wie Längs- und Querprofil, Ufer- und Sohlenstruktur sowie die Laufentwicklung und das Gewässerumfeld nach ihrem Grad der Entfernung von einem natürlichen Zustand bewertet, um Handlungsbedürfnisse aufzuzeigen (Zumbroich et al. 1999). Bei der Struktur- gütekartierung des Swistbaches im Jahr 2000 konnte an keiner Stelle die Klasse 1, also „naturnah“, vergeben werden. Nur wenige Teilabschnitte galten als „bedingt naturnah“ oder „mäßig beeinträchtigt“. Der weitaus größere Teil wurde als „deutlich beeinträchtigt“ und sogar „merklich geschädigt“ eingestuft. „Stark“ bis „übermäßig geschädigt“ waren wiederum nur kleinere Uferteilstrecken, z.B. im Raum Meckenheim (Karten 4 und 5).



Foto 5: Swistbach im Bereich der Einleitung der Kläranlage Miel

Im Bereich der Ortschaft Miel wird der Swistbach durch den Erftverband renaturiert. Dazu werden seit Herbst des Jahres 2000 folgende Maßnahmen durchgeführt:

- Entfernung von Verwallungen,
- Aufgabe landwirtschaftlicher Nutzung,
- Gewinnung von Retentionsflächen durch "Freiheit des Gewässers",
- Ableitung der Dränwässer (hoher Pestizidgehalt) in Abschlagsammler.

Eine Beeinflussung des Grundwasserspiegels im Untersuchungsgebiet geht von dem nördlich angrenzenden Braunkohletagebau aus. Aus diesem Grund findet man im Einzugsgebiet des Swistbaches auffallend viele Gräben und Bäche, die nur periodisch Wasser führen (LÖBF 1999). Bedingt durch die tektonische und klimatische Situation des Gebietes kam es allerdings auch vor den Sumpfungsmaßnahmen des Tagebaus zu Versickerungen und zum Trockenfallen von Bachabschnitten, dies gilt z.B. für den Jungbach/Ohrbach bei Essig und für den Schießbach in der Nähe von Dom-Esch. In besonders trockenen Sommern können diese Bachabschnitte trockenfallen, obwohl die Bäche im Oberlauf noch Wasser führen (Erftverband o. J.).

3.1.4.2 Verkehrswege

Die Städte Meckenheim, Rheinbach und das Gebiet um Swisttal zeichnen sich durch eine dicht ausgebauten Infrastruktur und durch eine sehr gute Verkehrsanbindung an das überregionale und regionale Straßennetz aus. Dies ist vor allem durch die Nähe zur Bundesstadt Bonn bedingt. Zwei Bundesautobahnen (BAB 61, BAB 565) und die Eisenbahnlinie Bonn-Euskirchen verlaufen im Untersuchungsgebiet.

3.1.4.3 Siedlungen und Abwasserwirtschaft

Bedingt durch die Klimagunst und die ausgesprochen fruchtbaren Böden wird dieses Gebiet intensiv landwirtschaftlich genutzt. Die durch intensive ackerbauliche Nutzung charakterisierten Bördelandschaften zeichnen sich durch streu-verteilte Dörfer und Weiler aus. Im Bereich der Zülpicher Börde orientierten sich die alten agrar-bäuerlichen Siedlungen deutlich entlang der Übergänge zwischen der trockenen Ackerplatte und den feuchten Auen und reihen sich an dieser Siedlungsleitlinie auf. Mittlerweile haben sie eine erhebliche Ausdehnung erfahren, welche teilweise zum Verlust kultureller und baulicher Strukturen führte.

Im Untersuchungsgebiet leben ca. 70.000 Menschen. Die Bevölkerungsdichte von 246 E/km² liegt dabei deutlich unter der durchschnittlichen Bevölkerungsdichte von NRW. Meckenheim, Rheinbach, Wachtberg sowie Swisttal und Weilerswist sind die größten Städte und Gemeinden im Swisteinzugsgebiet. Der Siedlungsflächenanteil im Untersuchungsgebiet liegt bei 12 %; etwa 6 % der Fläche sind als Wohnbaufläche ausgewiesen.

Die Stadt Meckenheim hat als Wohnstandort eine sehr lange Tradition. Archäologische Funde belegen, daß der Bereich beiderseits des Swistbaches bereits um 4.000 v. Chr., also in der jüngeren Steinzeit, dauerhaft besiedelt war. Im Jahre 853 wird Meckenheim zum ersten Mal urkundlich erwähnt und erhielt 1636 die Stadtrechte. Diese wurden kurzzeitig aufgehoben, im Jahre 1929 erhielt die Stadt wiederum die Genehmigung, den Titel „Landgemeinde Stadt Meckenheim“ zu führen.

Heute profitiert Meckenheim durch die Nähe zur Bundesstadt Bonn und die damit verbundene gute Verkehrsanbindung. Es entstanden viele Arbeitsplätze durch die Errichtung des „Industrieparks Kottenforst“. Die Stadt gewinnt auch als Wohnort an Bedeutung (Strukturatlas Regio Rheinland 1996).

Die ehemalige Kreisstadt Rheinbach liegt im linksrheinischen Teil des Rhein-Sieg-Kreises und wird heute als dynamisches Mittelzentrum bezeichnet. Die Stadt zählt rd. 25.000 Einwohner und zeichnet sich durch eine überdurchschnittlich gute Infrastruktur und durch eine sehr gute Verkehrsanbindung an das überregionale und regionale Fernstraßennetz aus. Wirtschaftlich ist Rheinbach von großer Bedeutung für sein Umland. Die Stadt stellt den Mittelpunkt für Handel und Gewerbe innerhalb eines Versorgungsbereiches von 100.000 Einwohnern dar (Strukturatlas Regio Rheinland 1996).

Swisttal ist eine ca. 64 km² große Flächengemeinde mit ca. 18.300 Einwohnern und liegt im westlichen Rhein-Sieg-Kreis zwischen der Ville und der Voreifel am Naturpark Kottenforst. Zu den 10 Ortsteilen gehören unter anderem die Ortszentren Heimerzheim, Odendorf und Buschhoven. Die übrigen Orte bieten insgesamt eine solide Infrastruktur in landschaftlich reizvoller Lage. Die Wohnqualität in diesem Gebiet gilt als sehr hoch. Es stehen noch neue Wohn- und Gewerbeflächen zur Verfügung (Strukturatlas Regio Rheinland 1996).

Die kommunale Abwasserbehandlung im Untersuchungsgebiet obliegt dem Erftverband. Alle Ortschaften im Einzugsgebiet des Swistbaches (linksrheinischer Rhein-Sieg-Kreis) sind an die öffentliche Kanalisation angeschlossen (mündl. Mitteilung der Unteren Wasserbehörde des Rhein-Sieg Kreises vom 14.06.00). Zur Behandlung der kommunalen Abwässer werden vom Betreiber im Untersuchungsgebiet 8 Kläranlagen unterhalten. Die für die vorliegende Untersuchung ausgewählten Kläranlagen entwässern im Misch- und/oder Trennsystem. Die Entwässerungsgebiete der untersuchten Kläranlagen sind in Karte 6, weitere Einzelheiten in Kapitel 3.2, dargestellt.

3.1.4.4 Abgrabungen, Bergbau

Schon in der Römerzeit wurde in diesem Gebiet Lößlehm zur Keramik- und Ziegelherstellung gewonnen. Stellenweise wurden Mergel zur Bodendüngung abgebaut.

Auch heute noch werden die anstehenden tertiären Tone, Sande und Quarzite im Untersuchungsgebiet abgebaut und weiterverarbeitet. Bei Metternich und nordöstlich von Weilerswist, an das engere Untersuchungsgebiet angrenzend, werden Sand- und Kiesvorkommen trocken abgebaut. Sie finden Verwendung als Betonkies, Bausand sowie in der Teerschotter- und Kalksandsteinproduktion (LÖBF 1999).

Viel gravierender sind die Auswirkungen des nördlich an das Untersuchungsgebiet angrenzenden Braunkohletagebaus. Dieser hat Einfluß auf den Grundwasserspiegel und greift nachhaltig in das Landschaftsgefüge ein. Heute ist der Braunkohlentagebau um Zülpich eingestellt und große Landschaftsteile sind durch großflächiges Auftragen von Lößlehm rekultiviert worden (LÖBF 1999).

3.1.4.5 Industrie und Gewerbe

Die Stadt Meckenheim hat einen hohen Arbeitsplatzanteil im Bereich Industrie und Gewerbe. Der "Industriepark Kottenforst" soll in den kommenden Jahren weiter ausgebaut werden, so daß Meckenheim sich zu einer Mittelstadt mit 25.000-27.000 Einwohnern und den entsprechenden Infrastruktureinrichtungen entwickeln kann (Strukturatlas Regio Rheinland 1996).

Rheinbach zählt bezüglich Handel und Gewerbe als Mittelpunkt eines Versorgungsbereiches von 100.000 Einwohnern. Sein wirtschaftliches Schwergewicht liegt neben dem produzierenden Gewerbe vor allem in den Dienstleistungsbereichen. Es bestehen Möglichkeiten zur Neuansiedlung oder Verlagerung von Betrieben.

Die oberflächennah anstehenden tertiären Tone, Sande und Quarzite der Zülpicher Börde werden in Industriebetrieben aus den Bereichen Feinkeramik, Glas, Kunststoff und Chemie verarbeitet. Glasveredelungsbetriebe sowie eine staatliche Glasfachsule und das Glasmuseum mit Arbeiten aus drei Jahrhunderten verdeutlichen die Bedeutung dieses Industriezweiges für die Stadt Rheinbach.

Überregional bekannt geworden ist Rheinbach sowohl durch den regional einzigartigen 150 ha großen Büro- und Gewerbepark, in dem 1996 das Gründer- und Technologiezentrum Rheinbach entstanden ist, als auch als Bundeswehr- und Fachhochschulstandort der neu gegründeten Fachhochschule Rhein-Sieg (Strukturatlas Regio Rheinland 1996).

Die Gemeinde Swisttal entwickelt sich vor allem als Standort für nicht störende Handels- und Produktionsbetriebe. Es stehen außerdem noch neue Wohn- und Gewerbeflächen in der näheren Umgebung zur Verfügung. Die größten Arbeitgeber der Gemeinde sind der Bundesgrenzschutz und andere Bundeseinrichtungen (Strukturatlas Regio Rheinland 1996).

3.1.4.6 Landwirtschaft

Die klimatische Gunstlage und die ertragreichen Lößböden des untersuchten Gebietes machen es für die Landwirtschaft besonders wertvoll. Deshalb können die meisten landwirtschaftlichen Betriebe in diesem Gebiet als Haupterwerbsbetriebe geführt werden. Im Rahmen einer Erhebung durch die Landwirtschaftskammer Rheinland im Jahr 1997, bei der das Swistauengebiet des 100jährigen Hochwassers betrachtet wurde, waren 89% der 133 erfaßten Betriebe als Haupterwerbsbetriebe cha-

rakterisiert. Dementsprechend lag der von den Haupterwerbsbetrieben bewirtschaftete Flächenanteil im selben Jahr bei 96% (Tab. 4).

Tab. 4: Sozialökonomische Betriebstypen im Untersuchungsgebiet (Swistau des 100jährigen Hochwassers)

Betriebstypen	Betriebe		Bewirtschaftete LF	
	Anzahl	%	ha	%
Haupterwerbsbetriebe	119	89	8786	96
Nebenerwerbsbetriebe	14	11	402	4
Betriebe insgesamt	133	100	9188	100

Quelle: LWK (1998), Landwirtschaftlicher Fachbeitrag zum Swistauenkonzept

Die durchschnittliche Betriebsgröße betrug ca. 66,4 ha und lag damit deutlich über dem Kreisdurchschnitt von rund 38 ha. Die Haupterwerbsbetriebe bewirtschafteten 1997 durchschnittlich eine Fläche von 71 ha, die Nebenerwerbsbetriebe rund 30,3 ha. Insgesamt wurde im Swistauenbereich eine Fläche von 6970 ha landwirtschaftlich genutzt, davon 48 % als Pachtland und 52 % als Eigentum, wobei die Haupterwerbsbetriebe generell mehr Pachtland als die Nebenerwerbsbetriebe bewirtschafteten (Tab. 4, LWK 1998).

Die vom Swistbach und seinen Nebenbächen entwässerte Rheinbacher Lößplatte ist durch einen hohen Anteil an Intensivkulturen gekennzeichnet. Rund um die Gemeinden Weilerswist, Metternich und Heimerzheim findet man kleinparzelligen Obst- und Gemüseanbau. Vor allem das Gebiet rund um die Stadt Meckenheim entwickelte sich schon früh zu einem Zentrum für intensiven Obstanbau. Überwiegend ist diese fruchtbare Bördelandschaft durch offene Ackerfluren gekennzeichnet, auf denen Hackfrüchte und Getreide angebaut werden (Herzog und Troll 1968).

Von den durch die Landwirtschaftskammer Rheinland 1997 erfaßten 133 Betrieben bewirtschafteten 89 % die Betriebsflächen als Ackerland und nur 7,5 % als Grünland. Das Verhältnis Ackerland - Grünland (inkl. der Sonderkulturen) ist 92:8.

In den Gemeinden Meckenheim, Swisttal und Rheinbach gab es zur Zeit der Erhebung durch die LWK 95 Betriebe mit nennenswertem Obstanbauanteil. Hiervon lagen 18 mit einem Flächenanteil von bis zu 46 ha im unmittelbaren Swistauenbereich. Vor allem im Raum Meckenheim lagen viele der Obstanbaubetriebe im Bereich des 100jährigen Hochwassers des Swistbaches. Mit 3 % der bearbeiteten Fläche spielen die Sonderkulturen in diesem Bereich eine nicht zu vernachlässigende Rolle (LWK 1998). Von Meckenheim ausgehend gewinnt der Kern- und Beerenobstanbau in Richtung Rheinbach und Swisttal zunehmend an Bedeutung. Im gesamten Einzugsgebiet des Swistbaches werden 6 % der Fläche zum Anbau von Sonderkulturen genutzt werden (ATKIS-Abfrage, Karte 2). Der

allgemein hohe Flächenanteil, den die Sonderkulturen einnehmen, zeigt deren Bedeutung für das untersuchte Gebiet auch im Bezug auf Arbeitsplätze. Im Jahr 1996 waren allein im Bereich Baumschulen 200 Personen vollbeschäftigt. Die Obstbaubetriebe stellen vor allem saisonal viele Arbeitskräfte ein.

Tab. 5: Betriebsstruktur der im Bereich des 100-jährigen Hochwassers liegenden Obstbaubetriebe

	Betriebe	LF insgesamt [ha]	davon Obst [ha]	Davon Obst im Untersuchungsgebiet [%]
Meckenheim	7	475,4	110,2	23,1
Rheinbach	5	245,6	130,4	53,1
Swisttal	6	267,7	105,7	39,5
insgesamt	18	988,7	346,3	37,2

Quelle: LWK (1998), Landwirtschaftlicher Fachbeitrag zum Swistauenkonzept

Neben dem Ackerbau ist in der Swistbachau die Milchviehhaltung von Bedeutung. 26 % der erfaßten Betriebe hielten im Jahr 1996 Milchkühe mit einer durchschnittlichen Bestandsgröße von 26 Tieren (LWK 1998). Der Durchschnittsbestand des selben Jahres betrug im Rhein-Sieg-Kreis 33 Tiere. Von zunehmender Bedeutung waren die Rinder- und Schweinemast sowie die Pferdehaltung. Immerhin 13 der im Jahr 1996 untersuchten 133 Betriebe hielten Pferde. Bezüglich der Großviehhaltung wurde bei der Erhebung ein durchschnittlicher Wert von 27 Großvieheinheiten(GV) je 100 ha festgestellt. Für den gesamten Rhein-Sieg-Kreis betrug der Wert 77 GV/100 ha, diese Zahl verdeutlicht, daß die Großviehhaltung im untersuchten Gebiet von geringerer Bedeutung ist (LWK 1998).

Im Bereich der von der Landwirtschaftskammer Rheinland untersuchten Flächen des 100-jährigen Hochwassers dominiert Ackerbau und ist somit die Haupterwerbsquelle für die Landwirtschaft (LWK 1998). 40 % der Fläche im Einzugsgebiet des Swistbaches werden ackerbaulich und 6 % als Grünland genutzt (ATKIS-Abfrage).

3.1.4.7 Forstwirtschaft

Der Landschaftsraum des Untersuchungsgebietes war einst eine von Eichen, Buchen und Hainbuchen geprägte Waldlandschaft. Durch menschliche Eingriffe entstand eine ausgeräumte Agrarlandschaft.

Während der fränkischen Zeit wurden die Wälder über mehrere Jahrhunderte zur Waldweide und Holzgewinnung genutzt. Daraus entstanden die Waldformen des Hoch-, Mittel-, Nieder- und Hudewaldes. Auf staufeuchten Standorten wurden in den letzten 200 Jahren umfangreiche Rodungen durchgeführt. Heute sind 24 % des Einzugsgebietes des Swistbaches von Wald bedeckt (Karte 2).

Auf staunassen Böden sind vereinzelt Laubmischwälder als Restwaldinseln in der Agrarlandschaft erhalten geblieben. Der ehemalige Nieder- und Mittelwaldcharakter ist nur noch stellenweise erkennbar.

Auf den nährstoffarmen Böden im Süden des Untersuchungsgebietes stellen verschiedene Arten von Buchenwäldern die potentiell natürliche Vegetation dar. Auf den Lößplatten der Zülpicher Börde sind je nach Standort Eichen-Hainbuchenwaldgesellschaften und Eichen-Buchenwälder (Maiglöckchen-Stieleichen-Hainbuchenwald, Maiglöckchen-Perlgras-Buchenwald) die potentiell natürliche Vegetation. In den Talauen werden Schwarzerlen- und Eschenbrüche als potentielle, natürliche Vegetation angegeben (Erftverband o. J.).

Im Einzugsgebiet des Swistbaches befinden sich zwei nahezu zusammenhängende Waldflächen (siehe Karte 1), die im Nordosten liegenden Ausläufer der Waldville sowie einige Wälder im Süden (Flamersheimer Wald, Schornbusch, Hochkopf, Rheinbacher Stadtwald, Ersdorfer Wald, Altendorfer Wald).

Die Eigentumsverhältnisse des Waldes im Untersuchungsgebiet sind sehr uneinheitlich. Es gibt Waldgebiete, die sich in Privatbesitz befinden, Staatsforst und Wald in Stadtbesitz (Rheinbacher Stadtwald).

Die Waldgebiete im gesamten Untersuchungsgebiet bestehen weitgehend aus Laub-Nadelholz-Mischwald ohne Reinkulturen. Bei dem sich vorwiegend in Privatbesitz befindendem Flamersheimer Wald (Kreis Euskirchen) ist der Fichtenanteil höher als in den übrigen Waldgebieten. Die Wälder werden soweit wie möglich naturnah bewirtschaftet. Einschläge werden in Form von Femelschlägen durchgeführt. Der Staatsforst nahe Buschhoven wurde zur Vermeidung zunehmender Bodenversauerung gekalkt.

Den Ausläufern der Waldville und dem Rheinbacher Stadtwald kommt in besonders hohem Maße Erholungsfunktion zu. Den feuchten Laubwaldstandorten im Rheinbacher Wald sowie auf der Villehochfläche kommt landesweite, naturschutzwürdige Bedeutung im Biotopverbundsystem zu (LÖBF 1999, Kap. 3.1.3 und Karte 3)

3.1.4.8 Wildwirtschaft

Im Einzugsgebiet des Swistbaches gibt es natürliche Vorkommen von Damwild, Rehwild, Rotwild und Schwarzwild (Wildschweine). Der Wildbesatz des Staatsforstes pro 100 ha wird wie folgt angegeben: 3-5 Schwarzwild, 14 Rehwild und 1,5 Damwild. Im Forst Schornbusch hält sich zeitweise Rotwild auf (Wechselwild).

Die Wälder im Einzugsgebiet werden z.T. als Jagden verpachtet, z.T. als Gemeinschaftsjagden oder als Pirschbezirke genutzt (pers. Mitteilung Herr Artmann, Staatl. Forstamt Bonn).

3.1.4.9 Sonstiges

Im Einzugsgebiet des Swistbaches vor allem südlich von Rheinbach sind entlang mehrerer Bachverläufe (z.B. Schnellekesbach, Hunnensiefen, Gräbbach) Fischteiche angelegt. Etwa 2,5 km oberhalb der Probenahmestelle P04 am Hunnensiefen werden 7 Fischteiche extensiv bewirtschaftet (Foto 6). Etwa 2,2 km oberhalb der Probenahmestelle P04 liegt das Anwesen "Haus Winterberg" mit dazugehörigem Teich und Damwildgehege (Foto 9). Das naturnahe Tal des Schnellekesbachs wurde z.T. durch die Anlage von Fischteichen überformt (Erftverband 1999).



Foto 6: Fischteiche oberhalb der Probestelle P04

3.1.5 Nutzungskonflikte und Belastungen

3.1.5.1 Swistbach und seine Nebengewässer

Während der Swistbach zwischen 1970 und 1980 zu den stark belasteten Gewässern Nordrhein-Westfalens gehörte, hatte sich die Gewässergüte bis zum Beginn der 1980er Jahre bereits verbessert. Die Ursache für die starke Belastung in den 70er Jahren waren vor allem Einleitungen unzureichend geklärter Abwässer. Im darauffolgenden Jahrzehnt verbesserte sich die Gewässergüte nur streckenweise. Erst die Durchführung der im "Gewässerauenprogramm Swist" geplanten Maßnahmen bewirkte eine erhebliche Verbesserung der Gewässergüte des Swistbaches (MUNLV 2000).

Im Gewässergütebericht der Jahre 1993/94 wurde der Swistbach hinsichtlich des Grades der organischen Belastung überwiegend immer noch als kritisch belastet eingestuft und stellenweise nur mit Güteklasse II-III (kritisch belastet) oder sogar III (stark verschmutzt) beurteilt. Seine Nebengewässer wurden im selben Jahr überwiegend mit der Güteklasse II-III oder II bewertet (LUA 93/94, Karte 6).

Im Zeitraum 1993/94 wurde besonders unterhalb der Kläranlage Flerzheim noch eine kritische Belastung festgestellt. Im Gewässergütebericht für die Jahre 1993/94 wurde der Schießbach bis zu seiner Mündung in den Swistbach, unterhalb der Ortschaft Dünstekoven, als sehr stark verschmutzt (Güteklasse III-IV) eingestuft. Die Einleitung von Abwässern einer Lederfabrik und der Kläranlage Flamersheim in den Schießbach trug wesentlich zur Belastung dieses Gewässers bei. Die Schließung dieser Fabrik hat zur Verbesserung der Gewässergüte des Schießbaches beigetragen. Heute hat der Schießbach oberhalb der Ortschaft Palmersheim die Gewässergüte II. In seinem weiteren Verlauf kann er der Gewässergüteklasse II-III zugeordnet werden.

Erst seit 1999 kann der Swistbach durchgängig in die Klasse II (gering belastet) eingestuft werden. Die Belastung des Swistbaches mit Bioziden wird hauptsächlich durch ihre Verwendung bei der Kultivierung der Sonderkulturen im Raum Meckenheim verursacht. Durch ein weiträumig angelegtes Drainsystem wird das mit Bioziden belastete Niederschlagswasser dem Swistbach in der Nähe der Ortschaft Miel zugeleitet. Dadurch läßt sich im Swistbach unterhalb der Ortschaft Miel eine Kontamination mit Bioziden nachweisen, deren Entstehung nicht in unmittelbarer Umgebung ihres Auftretens verursacht wurde (mündl. Mitteilung durch Herrn Beier/Erftverband vom 16.10.00).

Die bakterielle Belastung des Swistbaches ist in Kap. 3.4.3, die parasitäre Belastung ist in Kap. 3.4.4 beschrieben.

Im Raum Meckenheim verwenden obstproduzierende Betriebe zur Beregnung ihrer Kulturen vor allem Grundwasser, welches sie in eigenen Brunnen gewinnen. Vereinzelt wird zur Beregnung von Sonderkulturen (z.B. Erdbeeren) auch Oberflächenwasser genutzt. Aus dem Ohrbach bei Odendorf wird an 4 Stellen Wasser zur Beregnung entnommen. Dies geschieht nach Rücksprache mit den Betreibern der bachaufwärts liegenden Steinbachtalsperre, die in diesem Fall Schieber öffnen, damit ausreichend Wasser zur Verfügung steht. Aus dem Schießbach wird an einer Stelle Wasser zu Bewässerungszwecken entnommen (mündl. Mitteilung durch Herrn Daniel / LWK vom 15.11.00). Die Entnahme von Oberflächenwasser zur Beregnung erfolgt u.U. auch ohne Erlaubnisbescheid.

Bei der Begehung des Untersuchungsgebietes wiesen einige Stellen im oder am Bachbett eindeutig auf Nutzung durch spielende Kinder hin. In der oberhalb der Ortschaft Queckenberg / Loch gelegenen Madbachtalsperre wird während des Sommers täglich gebadet.

Im Untersuchungsgebiet wurde an der Probenahmestelle P05 die direkte Entnahme von Flußwasser zur Viehtränkung beobachtet.

3.1.5.2 Verkehrswege

Die überregionale Verkehrsverbindung BAB 61 kreuzt den Swistbach in seinem Oberlauf. Die vielbefahrenen Straßen B 56 und L 158 kreuzen den Swistbach in seinem Mittellauf. Zahlreiche örtliche Straßen führen nahe an das Gewässer heran.

3.1.5.3 Siedlungen und Abwasserwirtschaft

Die Ortschaften im linksrheinischen Rhein-Sieg-Kreis sind vollständig an die öffentliche Kanalisation angeschlossen. Im engeren Untersuchungsgebiet werden vom Erftverband 8 Kläranlagen betrieben. Die Kläranlage Flerzeim erhält über Tankwagen verschiedene Abwässer aus der Industrie (Kap. 3.2).

Die Anzahl der Kleinkläranlagen im linksrheinischen Rhein-Sieg-Kreis ist sehr gering. Die Betreiber von Kleinkläranlagen werden in einer Kartei der Unteren Wasserbehörde des Rhein-Sieg-Kreises geführt. Über Anlagen mit unbefristeten Erlaubnisbescheiden, die in den 70er Jahren durch die Gemeindeverwaltungen erteilt wurden, liegen der Unteren Wasserbehörde keine Informationen vor (mündl. Mitteilung der Unteren Wasserbehörde vom 22.5.00).

3.1.5.4 Abgrabungen, Bergbau

Durch den nördlich an das Untersuchungsgebiet anschließenden Abbau der tiefliegenden Braunkohleflöze haben grundlegende Landschaftsveränderungen stattgefunden. Es sind große Mengen an Abraum verlagert worden, der Grundwasserspiegel wurde erheblich abgesenkt und kulturelle sowie ökologische Werte gingen verloren (LÖBF 1999). Durch Sumpfungsmaßnahmen des Tagebaus wurde die Hauptgrundwasserscheide zwischen Rur und Erft in starkem Umfang beeinflusst. Aus diesem Grund findet man im Einzugsgebiet des Swistbaches auffallend viele Gräben und Bäche, die nur periodisch Wasser führen (LÖBF 1999).

3.1.5.5 Industrie und Gewerbe

Im Entwässerungsgebiet der Kläranlage Hilberath liegt eine Metzgerei, welche mit Blut und Fett verschmutztes Abwasser über die öffentliche Kanalisation entsorgt. Der Betrieb der Kläranlage Hilberath wird dadurch zeitweise stark gestört. So traten im Untersuchungs-jahr in der 3. Kalenderwoche des Jahres 2000 Probleme im Belebungsbecken (Blähschlamm) der Anlage auf.

Die Kläranlage Flerzheim erhält mittels Tankwagen Galvanikabwässer und Abwässer aus Öl- und Seifenverarbeitender Industrie.

3.1.5.6 Forstwirtschaft

Im Bereich Forstwirtschaft wurden keine konkurrierenden Nutzungen gefunden.

3.1.5.7 Wildwirtschaft

Der Rehbestand liegt mit 15 Tieren pro 100 ha bedeutend über dem vertraglichen Wert von 5-10 Tieren. Über Verbiß wird allerdings nicht berichtet.

3.1.5.8 Landwirtschaft

Die Landnutzung im Bereich der Swistbachaue setzt sich zu 56 % aus Ackerflächen, zu 23 % aus Siedlungsflächen, zu 10 % aus Grünland und zu 9 % aus Sonderkulturen zusammen (Karte 2).

Das Untersuchungsgebiet liegt teilweise in den Grundwasserschutzzonen II der Grundwasserwerke Ludendorf und Heimerzheim (Karte 8). Anhand von GIS-Abfragen ließ sich die Lage der landwirtschaftlichen Betriebe innerhalb dieser Wasserschutzzonen bestimmen. Von den 105 in die Untersuchung aufgenommenen Betrieben, lagen 13 (12,4 %) in Wasserschutzzone 3A und 63 (60 %) in Wasserschutzzone 3B (Karte 8).

Auch von der landwirtschaftlichen Nutzung können Gefährdungen für das Grundwasser ausgehen. Mögliche Belastungen entstehen durch: Ausbringen von Dünger und Wirtschaftsdünger sowie von Klärschlamm und Bioziden, zu dichten Tierbesatz, Lagern von Wirtschaftsdünger und Gärfuttermieten außerhalb dauerhaft dichter Anlagen und Grünlandumbruch.

Hinsichtlich der Gewässernähe der landwirtschaftlichen Betriebe ergab die GIS-Abfrage, daß 94,2 % der landwirtschaftlichen Betriebe in einer Entfernung von unter bzw. bis 500 m zum Swistbach gelegen sind. 10,5 % liegen sogar in einer Entfernung von unter 50 m (Karte 9). Aus der Entfernung der landwirtschaftlichen Betriebe zum Gewässer können allerdings ohne Berücksichtigung der Wirtschaftsweise keine spezifischen Rückschlüsse auf eine mikrobielle Belastung des Gewässers gezogen werden. Eine mikrobielle Kontamination des Gewässers ist durch direkte landwirtschaftliche Nutzung z.B. Viehtränken im Bach, wie auch durch Abspülung von Wirtschaftsdünger aus landwirtschaftlich genutzten Flächen möglich.

Die intensive landwirtschaftliche Nutzung im Untersuchungsgebiet kann eine Reihe von Beeinträchtigungen mit sich bringen. Hierzu zählen vor allem die Eutrophierung der Gewässer sowie Biozideintrag durch fehlende Pufferzonen. Des Weiteren hat im Untersuchungsgebiet eine großzügige Ausräumung der Landschaft zwecks besserer landwirtschaftlicher Bearbeitbarkeit stattgefunden und das Landschaftsbild nachhaltig verändert. Dabei hat auch eine Nivellierung der Kleinstrukturen stattgefunden. Die weitgehend ausgeräumte Landschaft führt zu einer Gefährdung durch Winderosion und Bodenabtrag auf den Ackerflächen. Neben einer Zerstörung des Bodens sind sekundäre Schäden

durch Einträge in die Gewässer (Eutrophierung) zu befürchten (LÖBF 1999).

Eine Untersuchung des LUA in den 90er Jahren ergab, daß die Erft in ihrem Mittellauf unterhalb der Mündung des Swistbaches, stark belastet ist. Dies wird auf die intensive landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet zurückgeführt. Vor allem der hohe Eintrag an PBSM (Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel) und deren Auswirkungen auf Grund- und Oberflächenwasser sind problematisch. In den Jahren 1996/97 im Mündungsbereich der Erft durchgeführte Untersuchungen ergaben eine beträchtliche Belastung mit den Phenylharnstoffverbindungen Diuron und Isoproturon. "Auch die im Rüben- bzw. Kartoffelanbau eingesetzten Wirkstoffe Metamitron und Metribuzin zeigten 1997 deutlich höhere Konzentrationen in der Erft. Daneben wurde erstmals der Diuron-Ersatzstoff Glyphosat nachgewiesen" (LUA 1997).

3.1.5.9 Erholung

Die Bedeutung des Untersuchungsgebietes als Naherholungsgebiet ist eher gering, da es zwischen den walddreichen Gebieten des Kottenforstes und der Rheinbacher Voreifel liegt, welche beide dem Naturpark "Kottenforst-Ville" angehören und über hinreichende Infrastruktur wie Parkplätze, Reit- und Wanderwege etc., verfügen. Die Rheinbacher Börde gehört dem "Zweckverband Naturpark Kottenforst-Ville" an, der im Jahr 1978 gegründet wurde und sich unter anderem mit dem Ausbau des Gebietes zu Naherholungszwecken beschäftigt. Bestehende Strukturen sind ein Radwanderwegenetz der Kommunen Swisttal, Rheinbach und Meckenheim, welches in Zusammenarbeit mit dem Kreisplanungsamt erstellt worden ist und der Nah- und Wochenenderholung dienen soll, sowie zwei Hauptwanderwege des Eifelvereins, die von Heimerzheim über Buschhoven bis nach Rheinbach bzw. vom Kottenforst über Flerzheim nach Rheinbach führen.

Eine gewisse touristische Anziehungskraft geht von der Gemeinde Swisttal durch neu gestaltete Ortskerne, markante Wasserschlösser, alte Kirchen, ehemalige Klosteranlagen. Relikte der römischen Wasserleitung nach Köln und ein großes Biotop mit seltener Flora und Fauna aus. Außerdem ziehen die mittelalterlichen Baudenkmäler entlang des Swistbaches Besucher an. Auch die Stadt Rheinbach weist einige Naherholungsmerkmale auf, den mittelalterlichen Stadtkern mit vielen erhaltenen Fachwerkhäusern, den Freizeitpark mit Wellenbad und den 750 ha große Stadtwald (Strukturatlas Regio Rheinland 1996).

Vereinzelte wurde im Rahmen des Untersuchungsvorhabens eine Freizeitnutzung des Swistbaches und seiner Nebengewässer festgestellt. Im Bereich der Probenahmestelle P 03 war an einer über den Bach hängenden Weide Spielgerät befestigt. Oberhalb der Probenahmestelle P 10 innerhalb der Ortslage Metternich weisen Trampelpfade zum Gewässer und im Bachbett errichtete kleine "Stauwälle" eben-

falls auf Nutzung durch spielende Kinder hin. Während der Sommermonate wird in der Madbachtalsperre (Loch/Queckenberg) gebadet.

An den Oberläufen der in den Swistbach mündenden Gewässer findet eine Nutzung im Rahmen der Bewirtschaftung von Fischteichen statt. Die Nutzung von Teichen zur Aufzucht und Sportfischerei kann auf verschiedene Weise zur Gewässerbelastung führen. Hier sind vor allem die Verwendung chemischer Substanzen, die Belastung durch Ausscheidungen der Fische sowie mangelnde sanitäre Anlagen bei hohen Besucherzahlen zu nennen.

3.2 Charakterisierung der Kläranlagen

3.2.1 Kläranlage Flerzheim

Das Gruppenklärwerk (GKW) Flerzheim ist mit 50.000 Einwohnergleichwerten und einem Anlagevolumen von 23.382 m³ die größte Kläranlage im Untersuchungsgebiet. Es reinigt das Abwasser aus Teilen zweier Bundesländern: In Nordrhein-Westfalen sind die Stadt Meckenheim mit allen Ortsteilen, die Ortslagen Wormersdorf, Flerzheim und Ramershoven (Stadt Rheinbach) und die Ortslage Adendorf (Gemeinde Wachtberg) angeschlossen. Aus Rheinland-Pfalz gelangt das Abwasser von Teilen der Gemeinde Grafschaft und von der Ortslage Kalenborn (Verbandsgemeinde Altenahr) in das Klärwerk. Von 1989 bis Ende 1996 wurde das Reinigungsverfahren der Kläranlage Flerzheim durch Bau von Vor- und Simultanfällungsanlagen und durch Erweiterung der schon im Jahre 1969 errichteten Anlage an die verschärften Qualitätsanforderungen des 1987 erstellten Bewirtschaftungsplans Swistbach angepaßt und optimiert. Der Erftverband übernahm erst im Jahre 1993 gemäß des Landeswassergesetzes NRW die Abwasserbeseitigungspflicht und damit auch die Verantwortung für die schon 1992 begonnenen Baumaßnahmen für Flockungsfiltration, Nachnitrierung, Belebungs- und Nachklärbecken (Erftverband 1998).

Die an das Gruppenklärwerk Flerzheim angeschlossenen Ortsteile sind zum größten Teil Wohngebiete, deren Schmutzwasser zusammen mit dem Regenwasser in einer Mischkanalisation abgeleitet wird. Außerdem befindet sich in Meckenheim ein Gewerbe- und Industriegebiet (Industriepark Kottenforst) mit separatem Kanalisationssystem für die Ableitung von Schmutz- und Regenwasser. Über Tankwagen erhält die Kläranlage Flerzheim Abwässer aus der Metallindustrie (Galvanik-Abwässer) und der Öl- und Seifenindustrie der Firma Greven-Chemie in Bad Münstereifel.

Das im Einzugsgebiet der Kläranlage Flerzheim anfallende Abwasser wird in einer mechanischen und zwei biologischen Klärstufen gereinigt (Abb. 4). Die mechanische Reinigung über Rechen und Sandfang dient der Eliminierung grober Stoffe und mineralischer Bestandteile und führt im Vorklärbecken schließlich zum Absetzen der verbliebenen ungelösten Stoffe.

Die biologische Reinigungsstufe des GWK Flerzheim umfaßt eine Verfahrenskombination aus Belebungs-, Festbettreaktor und Filtration. Nach der biologischen Phosphoreliminierung erfolgt die vorge-schaltete Denitrifikation, in der zufließendes Abwasser, Rücklaufschlamm und nitrathaltiger belebter Schlamm in einem ersten Beckenteil ohne Sauerstoffeintrag unter anoxischen Bedingungen gemischt wird (Bever et al. 1995). Danach schließt sich die Nitrifikation in vier Belebungsbecken an, in denen zusätzlich eine chemische P-Eliminierung durch Fällung stattfindet. Die Nachklärung trennt das Wasser vom Belebtschlamm und den Rückständen der chemischen Fällung. Um den hohen Anforderungen an die Qualität des Abwassers gerecht zu werden (siehe Abwasserrechtlicher Erlaubnisbe-scheid der Kläranlage Rheinbach-Flerzheim 1991), folgen nun zwei weitere Reinigungsschritte: Das Festbettreaktorverfahren verringert den verbliebenen Ammoniumgehalt, und der Flockungsfilter reduziert abschließend die abfiltrierbaren Stoffe und den Phosphoranteil (Erftverband 1998).

Der bei der Reinigung des Abwassers entstehende Schlamm wird in einem Voreindicker eingedickt, in den Faultürmen anaerob stabilisiert und schließlich im Nacheindicker zum Teil für die Landwirt-schaft nutzbar gemacht oder der Schlammentwässerung zugeführt und anschließend verbrannt. Das in den Faultürmen entstehende Gas wird in Blockheizkraftwerken zur Strom- und Wärmegewinnung genutzt und auf diesem Wege für die Betriebsgebäude und Faulbehälter als Energieressource verwen-det.

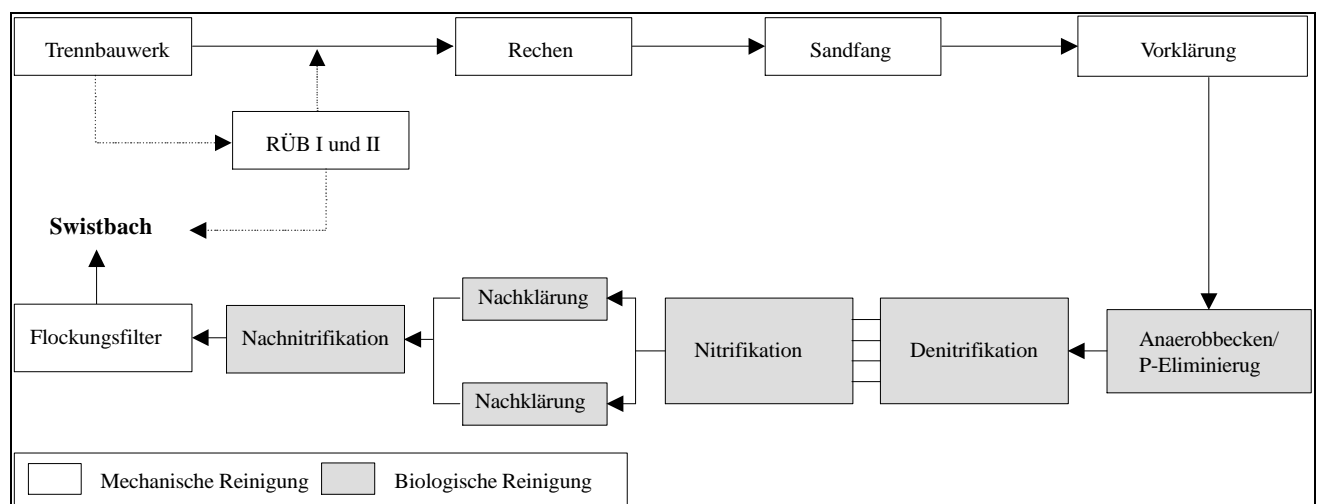


Abb. 4: Fließschema der Kläranlage Flerzheim

3.2.2 Kläranlage Heimerzheim

Die Kläranlage Heimerzheim ist für die Abwasserbehandlung der Ortslagen im nördlichen Bereich der Gemeinde Swisttal zuständig. Das kommunale Schmutzwasser des Ortsteils Heimerzheim sowie der Ortslagen Straßfeld, Dünstekoven und Ollheim (Karte 6) wird in einem Mischsystem zusammen mit dem Niederschlagswasser abgeleitet, das industrielle Schmutzwasser im nördlichen Teil von

Heimerzheim in einem Trennsystem. Daraus ergibt sich eine Bemessungsgrundlage von 10.700 Einwohnergleichwerten (EGW) bei einem Anlagevolumen von 5.446 m³.

Die Verfahrenstechnik der Kläranlage Heimerzheim ist durch eine mechanische und eine biologische Reinigungsstufe gekennzeichnet. Nach Entfernung grober und mineralischer Bestandteile durch Feinrechen, Sandfang und Absetzbecken folgt die biologische Hauptreinigung mit vermehrter Phosphorelimination, Simultanfällung und weitgehender Stickstoffelimination nach dem Belebtschlammverfahren mit vorgeschalteter Denitrifikation sowie anschließender Zwischenklärung im Sedimentationsbecken. Eine zusätzliche Abbauleistung wird im sich anschließenden Tropfkörper, einem Festbettreaktor mit Biomassebewuchs, erreicht, in dem ständig Teile des wachsenden biologischen Rases ausgespült werden und im Nachklärbecken sedimentieren. Die anfallenden Klärschlämme werden einer anaeroben Behandlung (Faulung) unterzogen und im Anschluß an eine statische Nacheindickung und Zwischenspeicherung als Düngemittel zur landwirtschaftlichen Verwertung abgegeben.

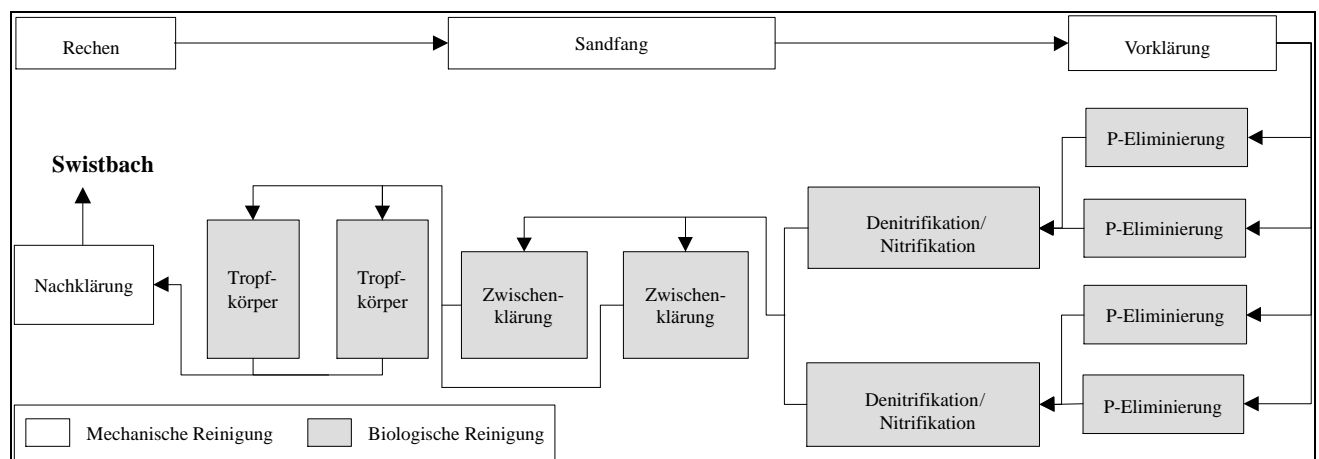


Abb. 5: Fließschema der Kläranlage Heimerzheim

3.2.3 Kläranlage Hilberath

Die Kläranlage Hilberath, südlich von Rheinbach gelegen, reinigt ausschließlich kommunales Schmutzwasser der Ortslage Hilberath (siehe Karte 6). Mit 850 Einwohnergleichwerten und einem Anlagevolumen von 308 m³ handelt es sich um die kleinste der sechs Kläranlagen der Untersuchung. Das kommunale Schmutzwasser der Ortslage Hilberath wird über ein Mischsystem zur Kläranlage geleitet. 30% des gesamten Abwassers entfallen auf Fremdwasserzuflüsse. Im Falle erhöhter Niederschläge ($>20 \times Q_t$) von mehr als 15 Liter pro Sekunde und Hektar erfolgt bereits vor der mechanischen Reinigungsstufe ein Abschlag über ein Trennbauwerk ohne Abwasserbehandlung in den Alendorfer Bach/Katzenbach. Die Feinentlastung hinter dem Grobrechen springt bei einer Niederschlagsmenge $>4 \times Q_t$ an und schlägt in den Bach ab. Bei Normalzufluß erfolgt nach Entfernung der Grobstoffe und mineralischer Bestandteile über Rechen und Sandfang direkt der biologische

Hauptreinigungsprozeß in einer Kompaktanlage, d.h. Belebung und Nachklärung finden in einem Bauwerk statt. Das gereinigte Wasser wird in den Altendorfer Bach/ Katzenbach eingeleitet, der schließlich in den Swistbach mündet.

Eine Metzgerei im Einzugsgebiet der Kläranlage entsorgt zeitweise stark belastete Abwässer (Blut und Fette) über die öffentliche Kanalisation. Der Betrieb der Kläranlage Hilberath wird dadurch gestört. So trat in der 3. Kalenderwoche 2000 Bläschlamm auf der Oberfläche des Belebungsbeckens auf.

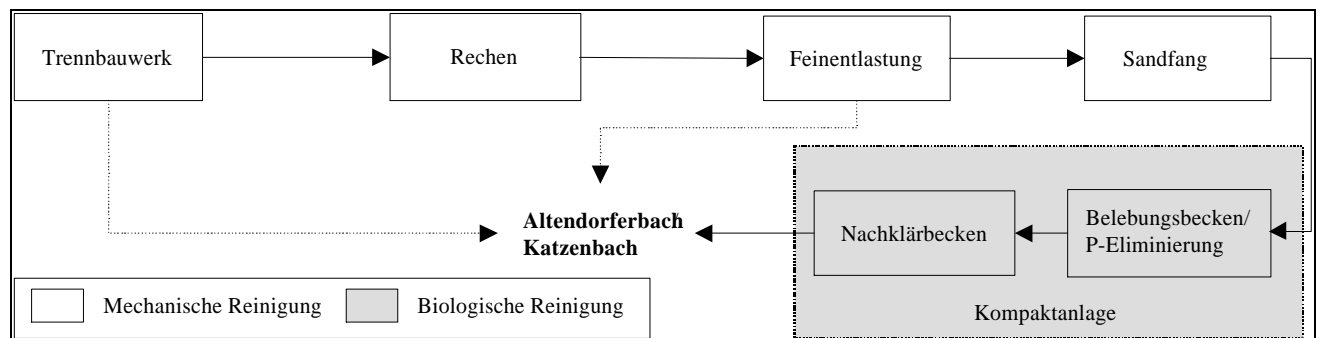


Abb. 6: Fließschema der Kläranlage Hilberath

3.2.4 Kläranlage Loch

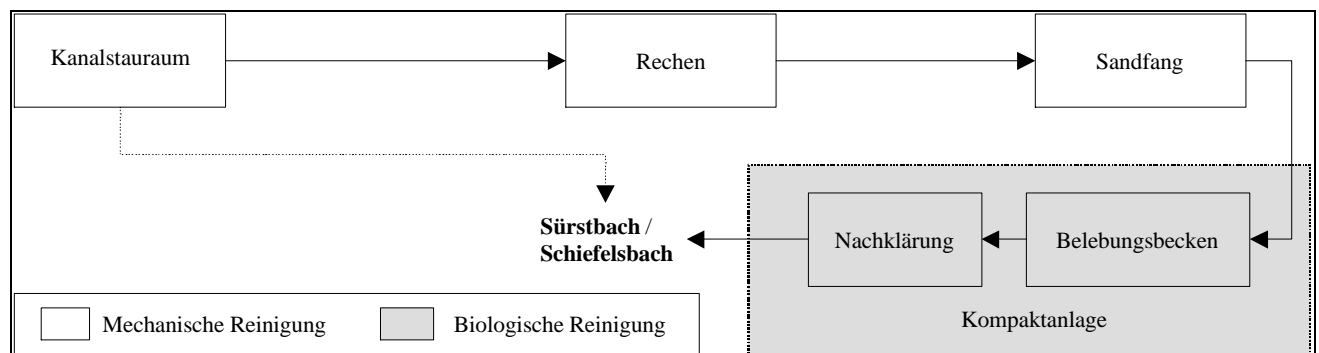


Abb. 7: Fließschema der Kläranlage Loch

Die Kläranlage Loch entsorgt mit 850 Einwohnergleichwerten und einem Einzugsgebiet von 0,35 km² nur einen geringen Teil des Abwasseranfalls im Südwesten der Kommune Rheinbach und zwar die Ortslagen Loch, Queckenberg, Sürst und Hardt. Das kommunale Schmutzwasser der ca. 800 Einwohner (Erftverband 1996) wird in einem Mischsystem zusammen mit dem Niederschlagswasser zur Kläranlage geleitet. Im Falle von erhöhten Niederschlagsmengen gelangt das Mischwasser in einen Kanalstauraum, welcher Abwasser ohne erfolgte Behandlung in den Schiefelsbach abschlägt. Abwasserzuflüsse werden zunächst einer konventionellen mechanischen Reinigungsstufe ohne anschließende Vorklärung unterzogen. Der Hauptreinigungsprozeß findet in einer Kompaktanlage statt, d.h. Be-

lebung und Nachklärung sind in einem Bauwerk vereinigt. Danach wird das gereinigte Abwasser in den Schiefelsbach eingeleitet, der schließlich in den Swistbach mündet.

3.2.5 Kläranlage Miel

Die Kläranlage Miel, westlich der Ortslage Miel gelegen, entsorgt das kommunale Schmutzwasser von rund 10.000 Einwohnern des südlichen Teils der Gemeinde Swisttal mit den Ortslagen Buschhoven, Morenhoven, Miel, Ludendorf, Essig und Odendorf (Karte 6). Mit einem Anlagevolumen von 5.667 m³ ist die Kläranlage Miel für 11.000 Einwohnergleichwerte und einen jährlichen Abwasseranfall von 721.000 m³ ausgelegt (Erftverband 1996). Der Abwasserzufluß zur Kläranlage erfolgt in einem Mischsystem zusammen mit dem Niederschlagswasser.

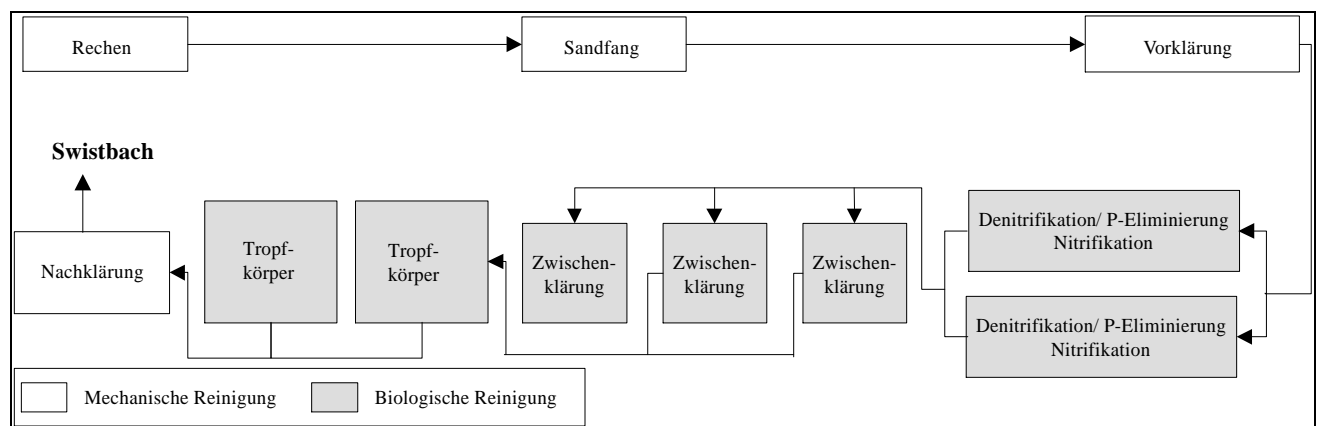


Abb. 8: Fließschema der Kläranlage Miel

Die konventionelle mechanische Reinigungsstufe erfolgt mit der Entfernung grober Stoffe und mineralischer Bestandteile durch Siebrechen und Sandfang und anschließendes Absetzen der Stoffe im Vorklärbecken. In dem biologischen Hauptreinigungsprozeß wird ein zweistraßiges Belebungsverfahren mit einem nachgeschalteten Schwachlasttropfkörper kombiniert. Sowohl die biologische Phosphoreliminierung als auch die Simultanfällung finden im Belebungsbecken mit vorgeschalteter Denitrifikation statt. Bevor die weitere Behandlung des Abwassers im Festbettreaktorverfahren erfolgt, müssen mit Hilfe einer Zwischenklärung nochmals ungelöste Stoffe sedimentieren, um Verstopfungen des Tropfkörpers zu vermeiden. Die anfallenden Klärschlämme werden einer anaeroben Behandlung unterzogen und im Anschluß an eine statische Nacheindickung u. Zwischenspeicherung mechanisch entwässert und thermisch verwertet.

3.2.6 Kläranlage Rheinbach

Die Kläranlage Rheinbach reinigt das Abwasser von ca. 15.000 Einwohnern (Industrie- und Gewerbeanteil ausgenommen) der Stadt Rheinbach, der Ortslagen Merzbach, Klein- u. Großschlebach, Neukirchen, Irlenbusch, Oberdrees und Peppenhoven. Mit 22.000 Einwohnergleichwerten und einem

Anlagevolumen von 13.000 m³ handelt es sich um die zweitgrößte Anlage im Untersuchungsgebiet. Das kommunale Abwasser wird in einem Mischsystem zusammen mit dem Niederschlagswasser im Kanalsystem zur Kläranlage geleitet, das industrielle Schmutzwasser eines Gewerbegebietes im nordöstlichen Teil der Stadt Rheinbach in einem Trennsystem. Nach Abschluß von Bau- und Erweiterungsmaßnahmen ist der Anschluß der Ortslagen Niederdrees und Todenfeld geplant, deren Kläranlagen in Zukunft außer Betrieb genommen werden.

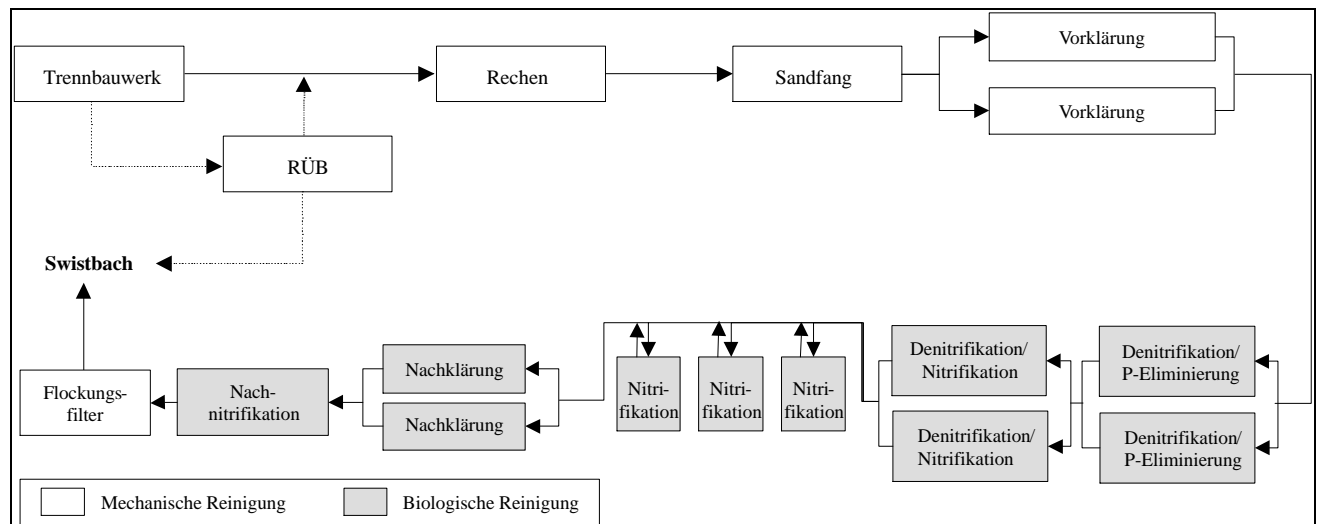


Abb. 9: Fließschema der Kläranlage Rheinbach

Die Anwendung der Verfahrenskombination Belebung, Festbettreaktor und Filtration läßt Parallelen zur Kläranlage Flerzheim erkennen, deren Anlagevolumen allerdings doppelt so groß ist. In beiden Fällen handelt es sich um eine konventionelle mechanische Reinigung, gefolgt von zwei biologischen Reinigungsstufen und Filtration.

Die mechanische Reinigung führt über Rechen und Sandfang zur Eliminierung grober Stoffe und mineralischer Bestandteile sowie im Vorklärbecken schließlich zum Absetzen der verbliebenen ungelösten Stoffe. In der ersten biologischen Reinigungsstufe beginnt die biologische Phosphoreliminierung simultan mit der vorgeschalteten Denitrifikation, in der nitrathaltiger belebter Schlamm und das Schmutzwasser ohne Sauerstoffeintrag bei anoxischen Bedingungen gemischt werden. Darüber hinaus wird Eisen(III)chlorid für eine zusätzliche chemische Phosphoreliminierung zugeführt. Danach gelangt das Abwasser in ein zweistraßiges Belebungsbecken mit simultaner Nitrifikation und Denitrifikation, in dem sich sauerstoffreiche und anoxische Zonen räumlich und zeitlich abwechseln. Vor der Trennung von Wasser und Belebtschlamm im Nachklärbecken, werden verbliebenes Ammonium und Nitrit in drei über eine Verteilrinne verbundene Belebungsbecken zu Nitrat oxidiert. Im zweiten Teil der biologischen Reinigungsstufe wird das verbliebene Ammonium im Festbettreaktor reduziert.

Bevor das gereinigte Wasser in den Wallbach eingeleitet wird, findet noch eine Verminderung der Phosphorgehalte und der abfiltrierbaren Stoffe durch eine Flockungsfiltration statt.

Tab. 6: Technische Daten der Kläranlagen im Untersuchungsgebiet

Kommune	Kläranlage	Einzugsgebiet [km ²]	Abwassertyp	EW ¹ (1996)	Anlagevolumen [m ³]	Abwasser 1996 [1000 m ³ /a]	EW-Gleichwert	TW-Zufluß ² Q _t [m ³ /h]	M-Zufluß ³ Q _m (m ³ /h)
Stadt Meckenheim	Flerzheim	12,48	Mischsystem	36.519	23.382	3.171	50.000	720	1440
Stadt Rheinbach	Rheinbach	7,63	(Trennsystem Industrie)	14.961	13.000	1.702	22.000	360	720
	Loch	0,35	Mischsystem	791	312	93	850	21,6	43,2
	Hilberath	0,22		388	308	37	850	10,8	50,4
Gemeinde Swisttal	Miel	2,99	Mischsystem (Trennsystem Industrie)	9.986	5.667	721	11.000	180	396
	Heimerzheim	2,62		7.340	5.446	544	10.700	192,6	385,2

¹ EW = Einwohner ohne Industrie- und Gewerbeanteil (vgl. Geschäftsbericht Erftverband 1996)

² TW-Zufluß = Trockenwetterzufluß (vgl. Wasserrechtliche Erlaubnisbescheide Regierungsbezirk Köln 1991-1994)

³ M-Zufluß = Mischzufluß (vgl. Wasserrechtliche Erlaubnisbescheide Regierungsbezirk Köln 1991-1994)

(Quelle: Wasserrechtliche Erlaubnisbescheide, 1991-94, Geschäftsbericht des Erftverbandes 1996, Kartenmaterial)

3.3 Regelmäßige Untersuchungen der Fließgewässer

3.3.1 Abflußmessungen

Bei den regelmäßig durchgeführten Abflußmessungen vor Ort an der Swist wurden an der Probenstelle oberhalb Holzweiler (P01) Abflußmengen zwischen 7,6 und 49,7 l/s gemessen. Oberhalb der Kläranlage Flerzheim betrug die Spanne bereits 4,1 bis 162 l/s. An der Probenstelle unterhalb der Kläranlage (P06) wurden Abflußmengen zwischen 70,3 und 467 l/s erreicht. Unterhalb der Kläranlage Miell (P08) konnten Abflüsse zwischen 78,9 und 398 l/s gemessen werden, oberhalb der Kläranlage Heimerzheim (P09) dann 70,2 bis 291 l/s. Am Ausgang unseres Untersuchungsgebietes, unterhalb der Kläranlage Heimerzheim lagen die Abflußmengen zwischen 70,4 und 263 l/s.

Am Schiefelsbach lagen die gemessenen Abflußmengen oberhalb der Kläranlage Loch (P04) bei 20,7 l/s. Unterhalb (P05) wurden an einem anderen Tag 74,6 l/s gemessen. Bei den Probenahmen am Wallbach konnten aus technischen Gründen beide Male keine Abflußmessungen durchgeführt werden.

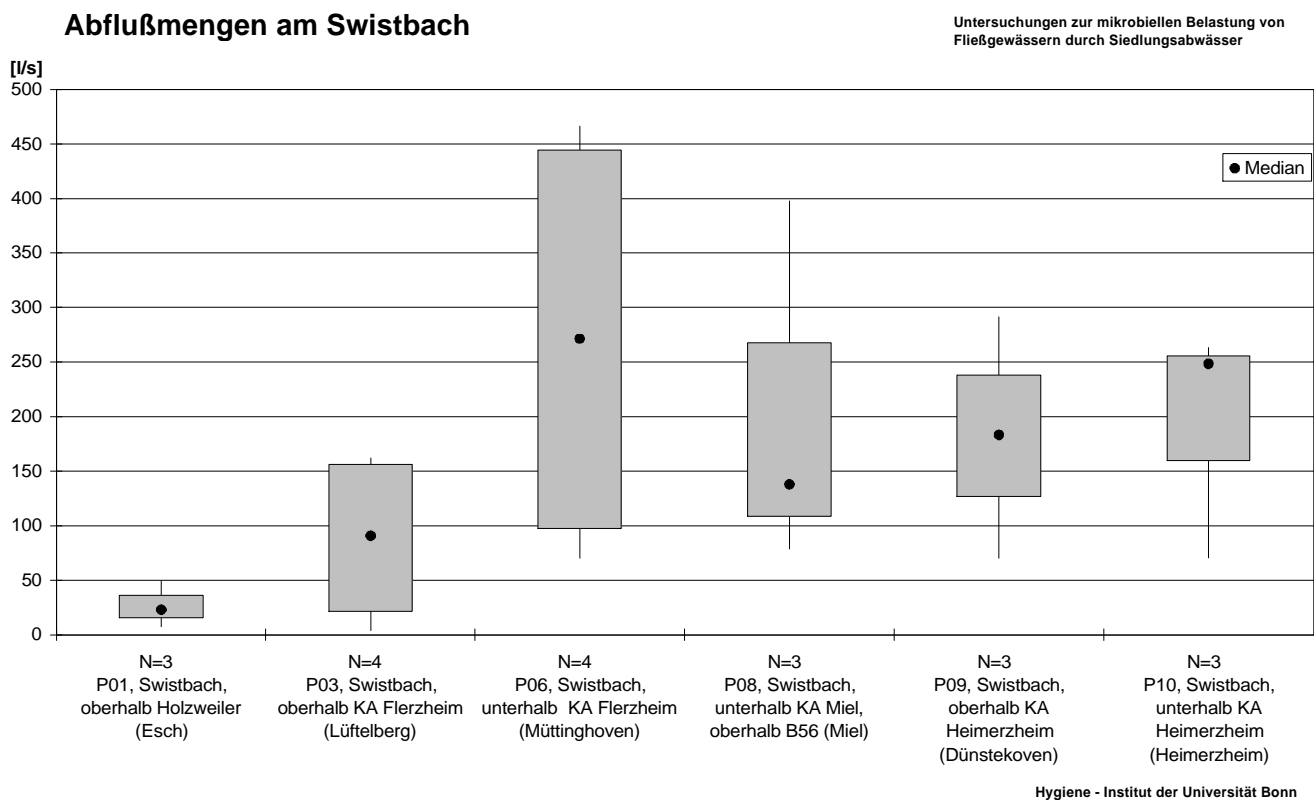


Abb. 10: Abflußmengen am Swistbach

3.3.2 Physikalische und chemische Parameter

3.3.2.1 Swistbach

Am Swistbach wurden insgesamt sechs Stellen jeweils viermal beprobt.

An der Stelle P01 (oberhalb Holzweiler) war das Wasser der Swist in der Regel farb- und geruchlos. Der pH-Wert lag nahezu konstant bei 7,5. Die Sauerstoff-Werte in der kälteren Jahreszeit lagen mit 13,5 bzw. 12,5 mg/l erwartungsgemäß deutlich höher als im Sommer mit 7,3 bzw. 8,8 mg/l. Die Trübungen schwankten zwischen 4,4 und 16,9 FNU. Im Labor wurden nur zweimal Werte etwas oberhalb der Bestimmungsgrenze von 10 mg/l abfiltrierbare Stoffe gefunden. Auch beim CSB lagen zwei der Werte mit 19 mg/l etwas über der Bestimmungsgrenze (15 mg/l), die anderen beiden lagen darunter. Parallel dazu lagen die Ergebnisse für den Kjeldahl-Stickstoff zweimal unter der Bestimmungsgrenze von 1 mg/l und bei den CSB-Werten über der Bestimmungsgrenze wurden 1,7 mg/l Stickstoff gemessen.

An der Stelle P03 (oberhalb Kläranlage Flerzheim) war das Wasser ebenfalls immer geruchlos. Zwei der Proben wiesen allerdings eine leichte Gelbfärbung auf. Die pH-Werte schwankten zwischen 8,1 und 8,8. Die Sauerstoff-Konzentrationen waren mit Werten von 11,6 bis 19,3 mg/l durchgehend rela-

tiv hoch. Die Trübungen der ersten drei Proben lagen zwischen 3,6 und 6,3 FNU; der vierte Wert setzt sich mit 27,7 FNU deutlich ab. Abgesehen von einer Probe, deren Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen unter der Bestimmungsgrenze von 10 mg/l lag, betrug diese Werte dreimal zwischen 15,2 und 20,0 mg/l. Im März 2000 lag der Wert unter der Bestimmungsgrenze. Der CSB lag nur in der letzten Probe im Juli 2000 mit 36 mg/l über der Bestimmungsgrenze, ansonsten immer darunter. Diese letzte Probe ergab mit 2,5 mg/l auch den höchsten Wert für Kjeldahl-Stickstoff. Die vorherigen Stickstoffergebnisse lagen immer nur knapp über der Bestimmungsgrenze.

Unterhalb der Kläranlage Flerzheim (P06) war der Swistbach nur einmal farblos; ansonsten wies das Wasser immer eine braune oder gelbe Färbung auf. Geruch konnte allerdings nur einmal festgestellt werden, und war schwach erdig. Die pH-Werte schwankten zwischen 7,8 und 8,0. Die durchgehend hohen Sauerstoff-Konzentrationen zwischen 10,6 und 18,4 mg/l zeigten erwartungsgemäß ein leichtes Hoch im Winter. Trübungswerte wurden an dieser Stelle zwischen 2,7 und 17,7 FNU gemessen. Bei den Laborbestimmungen wurden zweimal abfiltrierbare Stoffe über der Bestimmungsgrenze gemessen, und zwar 13,6 und 18 mg/l. Die CSB-Konzentrationen lagen zwischen kleiner 15 und 26 mg/l und die Werte für Kjeldahl-Stickstoff zwischen 1,1 und 2,5 mg/l.

An der Probenstelle P08 (unterhalb der Kläranlage Miel) war das Wasser immer gelb gefärbt. Der Geruch war in der ersten Probe schwach erdig; ansonsten war das Wasser geruchlos. Die pH-Werte schwankten zwischen 7,6 und 8,2. Die Sauerstoff-Konzentrationen bewegten sich zwischen 9,9 und 14,4 mg/l. Mit Werten zwischen 3,9 und 8,0 FNU waren die Trübungswerte fast konstant. Im Labor wurden in allen vier Proben abfiltrierbare Stoffe nicht über der Bestimmungsgrenze gemessen. Auch der CSB lag nur in der letzten Probe mit 22 mg/l über der Bestimmungsgrenze. In dieser Probe wurde mit 1,1 mg/l der niedrigste Wert für Kjeldahl-Stickstoff gemessen; die übrigen Stickstoff-Werte lagen um 2 mg/l herum.

Oberhalb der Kläranlage Heimerzheim (P09) war das Wasser des Swistbaches immer braun oder gelb gefärbt, aber geruchlos. Die pH-Werte schwankten zwischen 7,7 und 8,4. Sauerstoff wurde in Konzentrationen von 8,8 bis 20 mg/l gemessen. Bei den Trübungen fällt der Wert vom Juni 2000 mit 6,1 FNU etwas heraus, die anderen Werte liegen zwischen 12,2 und 21,5 FNU. Bei den Laboruntersuchungen wurden im Oktober 1999 und im Juli 2000 abfiltrierbare Stoffe über der Bestimmungsgrenze gemessen: 26,4 mg/l und 23 mg/l. Die beiden Proben im Januar und Juni 2000 lagen unter der Bestimmungsgrenze. Der CSB lag nur in der Juni-Probe knapp über der Bestimmungsgrenze, ansonsten immer unter 15 mg/l. Kjeldahl-Stickstoff wurde in den ersten beiden Proben mit 2,2 bzw. 1,1 mg/l gemessen, danach zweimal unter einem Milligramm.

Unterhalb der Kläranlage Heimerzheim (P10) war das Wasser ebenfalls immer braun oder gelb gefärbt. Geruch war auch hier nicht feststellbar. Die pH-Werte lagen zwischen 8,0 und 8,5. Die Sauerstoff-Konzentrationen betragen 10,0 bis 20,0 mg/l. Wie oberhalb der Kläranlage fällt auch hier der Trübungswert vom Juni 2000 mit 4,8 FNU etwas aus den anderen Werten heraus, die zwischen 14,9 und 17,5 FNU lagen. Bei den Laboruntersuchungen wurde für abfiltrierbare Stoffe im Oktober 1999 mit 40,8 mg/l der höchste Wert im Swistbach überhaupt gemessen. Die beiden nächsten Ergebnisse waren aber unter der Bestimmungsgrenze, und auch der letzte Meßwert war mit 18 mg/l nicht außergewöhnlich. CSB-Konzentrationen wurden nur unter bzw. knapp über der Bestimmungsgrenze gemessen. Der Kjeldahl-Stickstoff lag bei maximal 1,7 mg/l; in den beiden letzten Proben waren die Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze.

3.3.2.2 Schiefelsbach

Oberhalb der Kläranlage Loch (P04) war das Wasser beider Proben deutlich gelb oder braun gefärbt. Es roch schwach erdig oder nach Fäkalien. Die pH-Werte betragen 7,1 bzw. 8,0. Der Sauerstoff-Gehalt betrug 8,3 bzw. 8,7 mg/l. Die beiden Trübungswerte lagen mit 2,7 bzw. 114,9 FNU sehr weit auseinander. Bei den Untersuchungen im Labor wurden von den beiden genommenen Proben nur im Sommer 2000 abfiltrierbare Stoffe über der Bestimmungsgrenze gemessen, dann allerdings 69 mg/l. Diese Probe brachte auch den höchsten CSB mit 22 mg/l und den höchsten Wert für Kjeldahl-Stickstoff mit 2,2 mg/l. Die Werte der ersten Probe betragen 17 mg/l CSB und 1,4 mg/l Kjeldahl-Stickstoff.

In den Proben unterhalb der Kläranlage (P05) war das Wasser immer gelb und roch schwach undefinierbar oder nach Fäkalien. Die pH-Werte betragen 7,5 bzw. 7,7. Mit 8,7 bzw. 9,9 mg/l lag der Sauerstoff-Gehalt beide Male über den Werten oberhalb der Kläranlage Loch. Auch an der Stelle P05 lagen die beiden gemessenen Trübungswerte mit 4,2 und 301 FNU sehr weit auseinander. Im Labor wurden nur einmal im Sommer 2000 abfiltrierbare Stoffe oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen, mit 33 mg/l. Auch in dieser Probe war der Kjeldahl-Stickstoff mit 3,4 mg/l deutlich höher als im Herbst 1999 (1,4 mg/l). Die beiden CSB-Werte sind mit 29 und 26 mg/l nahezu identisch.

3.3.2.3 Wallbach

Die erste Probe am Wallbach (P07) war farblos, die zweite wies eine gelbe Färbung auf. Das Wasser roch im letzteren Fall leicht, aber undefinierbar. Die pH-Werte betragen 7,7 bzw. 8,7. Sauerstoff wurde mit 11,2 bzw. 17,4 mg/l gemessen. Die Trübung lag bei 10,7 bzw. 5,9 FNU. In den beiden Proben wurden abfiltrierbare Stoffe einmal mit 11 mg/l knapp über der Bestimmungsgrenze und ein-

mal kleiner 10 mg/l gemessen. Die CSB-Konzentrationen lagen immer unter der Bestimmungsgrenze; Kjeldahl-Stickstoff wurde beide Male mit 2 mg/l gemessen.

3.3.3 Bakteriologische Parameter

3.3.3.1 Swistbach, oberhalb Holzweiler (P01)

Die Koloniezahlen lagen bei 20°C zwischen 370 und $1,56 \times 10^5$ KBE/ml, bei 36°C zwischen 310 und $2,5 \times 10^3$ KBE/ml. Für den Parameter *E. coli* ergaben sich Werte zwischen 110 und $1,9 \times 10^3$ KBE/100 ml. Die mit dem MPN-Verfahren ermittelten Werte für *E. coli* lagen zwischen 90 und $7,2 \times 10^3$ KBE/100 ml und für coliforme Bakterien zwischen 930 und $1,5 \times 10^4$ KBE/100 ml. Die Werte für Fäkalstreptokokken lagen zwischen 160 und $5,3 \times 10^3$ KBE/100 ml. Für Clostridien fanden sich Werte zwischen 53 und 220 KBE/100 ml. Bei einer von vier Proben gelang der Nachweis von Salmonellen und in zwei der Proben ließen sich Yersinien nachweisen. Zudem gelang bei zwei Proben der Nachweis von *Campylobacter*.

3.3.3.2 Swistbach, oberhalb der Kläranlage Flerzheim (P03)

Die Koloniezahlen schwankten bei einer Temperatur von 20°C zwischen 616 und $1,1 \times 10^5$ KBE/ml und bei 36°C zwischen 380 und $1,5 \times 10^5$ KBE/ml. Die Werte für *E. coli* lagen zwischen 450 und $1,22 \times 10^3$ KBE/100ml. Mit dem MPN-Verfahren ergaben sich für *E. coli* Werte zwischen 400 und $2,3 \times 10^3$ KBE/100 ml und für Coliforme Werte zwischen 930 und $4,3 \times 10^4$ KBE/100 ml. Für Fäkalstreptokokken konnten Werte zwischen 150 und 5×10^3 KBE/100 ml ermittelt werden. Die Werte für Clostridien lagen zwischen 100 und 400 KBE/100 ml. In einer von vier Proben konnten Salmonellen nachgewiesen werden und in drei der Proben gelang der Nachweis von Yersinien und *Campylobacter*.

3.3.3.3 Schiefelsbach, oberhalb der Kläranlage Loch (P04)

Die KBE-Werte bei 20°C lagen bei 160 und $3,55 \times 10^4$ KBE/ml, bei 36°C bei 230 und $1,2 \times 10^4$ KBE/ml. Die Werte für *E. coli* lagen bei 380 und $1,4 \times 10^4$ KBE/100 ml. Die mittels des MPN-Verfahrens gefundenen Werte für *E. coli* lagen bei 930 und 2×10^4 KBE/100 ml, für coliforme Bakterien bei $1,5 \times 10^3$ und $9,3 \times 10^5$ KBE/100 ml. Die Zahlen für Fäkalstreptokokken bewegten sich zwischen 100 und $1,6 \times 10^4$ KBE/100 ml. Die beiden Werte für Clostridien lagen bei 250 sowie $1,5 \times 10^3$ KBE/100 ml. In keiner der Proben konnten Salmonellen und Yersinien nachgewiesen werden. Der Nachweis von *Campylobacter* gelang hingegen in beiden untersuchten Proben.

3.3.3.4 Schiefelsbach, unterhalb der Kläranlage Loch (P05)

Die KBE-Werte lagen bei 20°C zwischen $1,58 \times 10^3$ und $3,25 \times 10^3$ KBE/ml und bei 36°C zwischen $2,1 \times 10^3$ und $1,4 \times 10^4$ KBE/ml. Für *E. coli* wurden Zahlen zwischen $2,8 \times 10^3$ und $8,4 \times 10^3$ KBE/100 ml gefunden. Mit dem MPN-Verfahren konnten für *E. coli* Werte von $9,3 \times 10^3$ und $1,5 \times 10^4$ KBE/100 ml und für coliforme Bakterien Werte von $9,3 \times 10^4$ sowie $4,6 \times 10^5$ KBE/100 ml ermittelt werden. Für Fäkalstreptokokken ergaben sich Zahlen zwischen 1×10^3 und 3×10^4 KBE/100 ml. Die Werte für Clostridien lagen bei 550 und 570 KBE/100 ml. In keiner der Proben gelang der Nachweis von Salmonellen, während in einer Probe Yersinien nachgewiesen werden konnten. In allen untersuchten Proben wurden *Campylobacter* gefunden.

3.3.3.5 Swistbach, unterhalb der Kläranlage Flerzheim (P06)

Bei einer Temperatur von 20°C ergaben sich Koloniezahlen von 40 bis $2,2 \times 10^5$ KBE/ml und bei 36°C von 70 bis $2,1 \times 10^5$ KBE/ml. Für *E. coli* wurden Werte zwischen 110 und $1,4 \times 10^4$ KBE/100 ml gefunden. An der Probenahmestelle lagen die mit dem MPN-Verfahren erzielten Werte für *E. coli* zwischen 40 und 7×10^3 KBE/100 ml und für Coliforme zwischen 230 und $2,4 \times 10^5$ KBE/100 ml. Für Fäkalstreptokokken wurden Werte zwischen 70 und 5×10^3 KBE/100 ml ermittelt. Die Koloniezahlen für Clostridien lagen zwischen 40 und 270 KBE/100 ml. In zwei von vier Proben wurden Salmonellen gefunden. Eine der vier untersuchten Proben wies Yersinien auf. Der Nachweis von *Campylobacter* gelang in einer der Proben.

3.3.3.6 Wallbach (P07)

Bei den beiden Probenahmen von P07 wurden KBE-Werte von 590 und $2,95 \times 10^3$ KBE/ml bei 20°C ermittelt, bei 36°C KBE-Werte von 110 und $1,5 \times 10^3$ KBE/ml. Die Werte für *E. coli* lagen bei 680 und $3,9 \times 10^3$ KBE/100 ml. Mittels MPN-Verfahren ergaben sich für *E. coli* Werte von 430 und $9,3 \times 10^3$ KBE/100 ml und für coliforme Bakterien Werte von $1,5 \times 10^4$ und $9,3 \times 10^4$ KBE/100 ml. Die beiden Werte für Fäkalstreptokokken lagen bei 130 und $1,23 \times 10^3$ KBE/100 ml, die beiden für Clostridien bei 150 und 540 KBE/100 ml. In keiner der beiden Proben ließen sich Salmonellen und Yersinien nachweisen. Beide Proben enthielten *Campylobacter*.

3.3.3.7 Swistbach, unterhalb der Kläranlage Miel (P08)

Die Koloniezahlen lagen zwischen 50 und $1,92 \times 10^4$ KBE/ml bei 20°C und zwischen 50 und 950 KBE/ml bei 36°C. An der Probenahmestelle ergaben sich für *E. coli* Zahlen zwischen 500 und $5,1 \times 10^3$ KBE/100 ml. Die Werte für *E. coli*, die mit dem MPN-Verfahren ermittelt wurden, lagen zwischen 430 und $4,3 \times 10^3$ KBE/100 ml, für coliforme Bakterien ergaben sich Werte zwischen $4,3 \times 10^3$

und $2,4 \times 10^4$ KBE/100 ml. Die Werte für Fäkalstreptokokken schwankten zwischen 310 und $2,4 \times 10^3$ KBE/100 ml. Für Clostridien lagen die Zahlen zwischen 140 und 460 KBE/100 ml. Es konnten keine Salmonellen nachgewiesen werden. Dasselbe gilt für Yersinien. Drei der vier untersuchten Proben enthielten *Campylobacter*.

3.3.3.8 Swistbach, oberhalb der Kläranlage Heimerzheim (P09)

Für die Koloniezahl ergaben sich bei 20°C Werte zwischen $3,2 \times 10^3$ und $2,9 \times 10^4$ KBE/ml und bei 36°C Werte zwischen 590 und 9×10^3 KBE/ml. Die Anzahl an *E. coli*/100 ml lag bei P09 zwischen 640 und $1,1 \times 10^4$. Die mit dem MPN-Verfahren ermittelten Werte für *E. coli* lagen zwischen 230 und $4,3 \times 10^4$ KBE/100 ml und für coliforme Bakterien zwischen $9,3 \times 10^3$ und $4,6 \times 10^5$ KBE/100 ml. Für die Fäkalstreptokokken wurden Werte zwischen 230 und $6,8 \times 10^3$ KBE/100 ml ermittelt. An der Probenahmestelle konnten für Clostridien Werte zwischen 150 und $2,5 \times 10^3$ KBE/100 ml nachgewiesen werden. In einer der Proben fanden sich Salmonellen während in keiner der Proben Yersinien gefunden wurden. In drei Proben gelang der Nachweis von *Campylobacter*.

3.3.3.9 Swistbach, unterhalb der Kläranlage Heimerzheim (P10)

Die Koloniezahlen lagen bei 20°C zwischen $2,6 \times 10^3$ und $1,37 \times 10^4$ KBE/ml, bei einer Bebrütungstemperatur von 36°C ergaben sich Werte zwischen $1,9 \times 10^3$ und 6×10^3 KBE/ml. Für den Parameter „*E. coli*“ wurden Werte zwischen $2,15 \times 10^3$ und $8,2 \times 10^3$ KBE/100 ml nachgewiesen. Mittels MPN-Verfahren ergaben sich für *E. coli* Werte zwischen 930 und $4,3 \times 10^4$, für Coliforme Werte zwischen $4,3 \times 10^3$ und $4,6 \times 10^5$ KBE/100 ml. Die Zahlen für Fäkalstreptokokken schwankten zwischen 180 und $9,3 \times 10^3$ KBE/100 ml. Die Koloniezahlen an der Probenahmestelle lagen für Clostridien zwischen 240 und $1,2 \times 10^3$ KBE/100 ml. In den Proben ließen sich keine Salmonellen nachweisen, jedoch wurden in zwei Proben Yersinien gefunden. Drei der untersuchten Proben enthielten *Campylobacter*.

3.3.4 Parasitologische Parameter

3.3.4.1 Swistbach

An der quellnächsten Stelle, P01 oberhalb Holzweiler, konnten Cryptosporidien in zwei der vier Proben nachgewiesen werden mit Konzentrationen unter 10 Oocysten pro 100 Liter. In Lüftelberg, P03 oberhalb der Kläranlage Flerzheim, konnte ebenfalls nur zweimal *Cryptosporidium* nachgewiesen werden, ebenfalls unter 10 Ooc./100 L., ebenso unterhalb der Kläranlage Flerzheim (P06). Unterhalb der Kläranlage Miel (P08) konnte *Cryptosporidium* in drei der vier Proben nachgewiesen werden, in Konzentrationen von 1,1 bis 19 Ooc./100 L. Unterhalb der Kläranlage Miel, P09 oberhalb

Kläranlage Heimerzheim, wurden ebenfalls nur dreimal Cryptosporidien gefunden mit 1,6 bis 28 Ooc./100 L. Lediglich unterhalb der Kläranlage Heimerzheim (P10) gelang in allen vier Proben der Nachweis der Parasitendauerstadien. Auch hier lagen die Konzentrationen zwischen 2,1 und 22 Ooc./100 L. Zusammenfassend läßt sich festhalten, daß durchweg im Spätherbst 1999 und im Juni 2000 jeweils die höchsten Konzentrationen an den Probenahmestellen gefunden wurden

Giardia lamblia wurde an P01 in drei der vier Proben in Konzentrationen von 5,9 bis 14 Cysten/100 Liter nachgewiesen. Oberhalb der Kläranlage Flerzheim (P03) wurde *Giardia* in zwei Proben gefunden. Die Konzentrationen lagen hier unter 10 C./100 L. Unterhalb der Kläranlage Flerzheim (P06) konnten Dauerstadien von *Giardia lamblia* immer nachgewiesen werden in Konzentrationen von 8 bis 71 C./100 L. Auch unterhalb der Kläranlage Miel (P08) gelang der Nachweis immer mit Konzentrationen zwischen 12 und 73 C./100 L. Oberhalb der Kläranlage Heimerzheim (P09) wurden in den vier Proben Konzentrationen zwischen 28 und 132 C./100 L. gefunden; unterhalb der Kläranlage Heimerzheim (P10) enthielt jede der vier Proben zwischen 13 und 117 C./100 L.

3.3.4.2 Schiefelsbach

Am Schiefelsbach oberhalb der Kläranlage Loch (P04) wurden Cryptosporidien in einer Probe mit 5,1 Ooc./100 L. nachgewiesen, unterhalb (P05) in beiden Proben; die Konzentrationen betragen 0,7 und 19 Ooc./100 L.

Giardia lamblia wurde ober- und unterhalb der Kläranlage in beiden Proben gefunden. Oberhalb betragen die Konzentrationen 0,6 und 17,4 C./100 L., unterhalb 30 und 96 C./100 L.

3.3.4.3 Wallbach

In den beiden untersuchten Proben vom Wallbach konnte *Cryptosporidium* einmal mit 2,4 Ooc./100 L. nachgewiesen werden.

Giardia lamblia wurde mit 16,8 bzw. 43,4 C./100 L. in beiden Proben nachgewiesen.

3.4 Regelmäßige Untersuchungen der Kläranlagenzuläufe und –abläufe

3.4.1 Betriebsparameter

Im Zulauf der Kläranlage Hilberath (P11) wurden zu den Zeiten unserer Probenahmen Durchflußmengen zwischen 0,25 und 1 l/s festgestellt. An der Kläranlage Flerzheim lagen die festgestellten Zulaufmengen (P13) zwischen 138,9 und 416,6 l/s. Am Ablauf (P14) lagen die Werte zwischen 9,2 und 375 l/s. Im Zulauf der Kläranlage Rheinbach (P15) lag die Wassermenge zwischen 46,6 und 250 l/s. Im Ablauf (P16) betrug die Spanne 38,8 bis 196,9 l/s. Im Zulauf der Kläranlage Miel (P17) betrug die Wassermenge 23 bis 108 l/s. Der Ablauf (P18) lag zwischen 19 und 52 l/s. Im Zulauf der Kläranlage Loch (P19) wurden Wassermengen zwischen 2 und 7,4 l/s abgelesen. An der Kläranlage Heimerzheim wurden an P21 Zuläufe zwischen 8,7 und 153 l/s abgelesen. Die Abläufe (P22) betragen 13,7 bis 109 l/s.

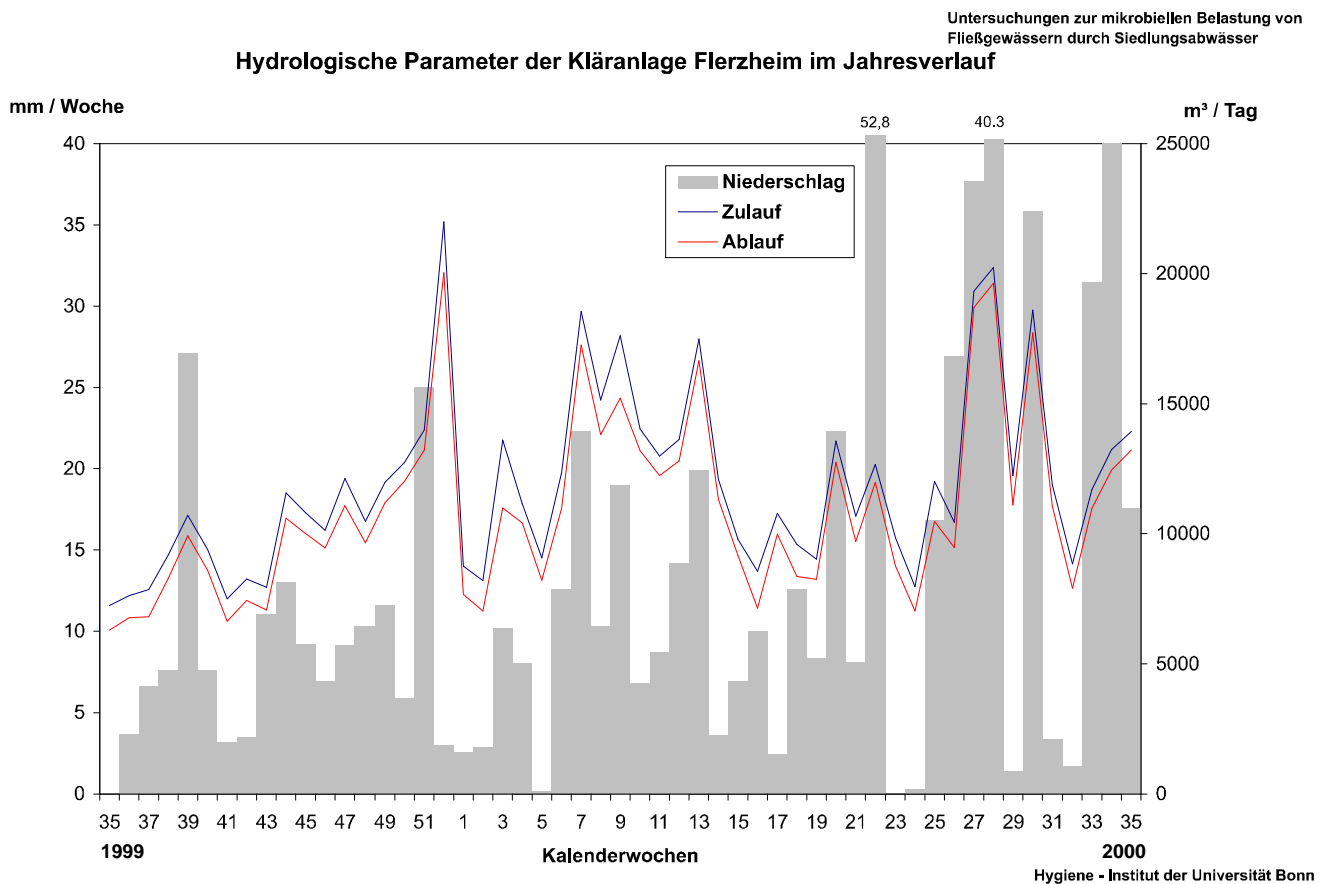


Abb. 11: Hydrologische Parameter der Kläranlage Flerzheim

Untersuchungen zur mikrobiellen Belastung von Fließgewässern durch Siedlungsabwasser

Hydrologische Parameter der Kläranlage Heimerzheim im Jahresverlauf

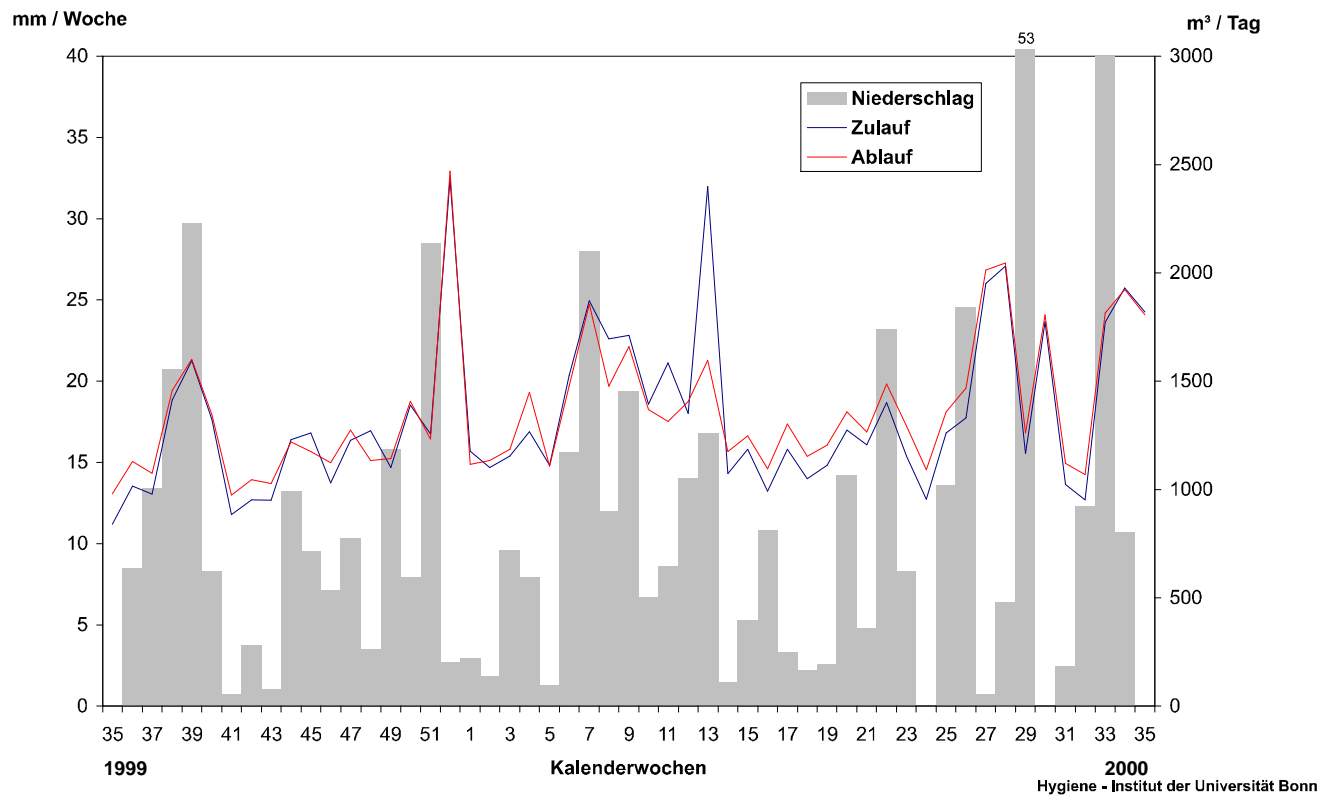


Abb. 12: Hydrologische Parameter der Kläranlage Heimerzheim

Untersuchungen zur mikrobiellen Belastung von Fließgewässern durch Siedlungsabwasser

Hydrologische Parameter der Kläranlage Hilberath im Jahresverlauf

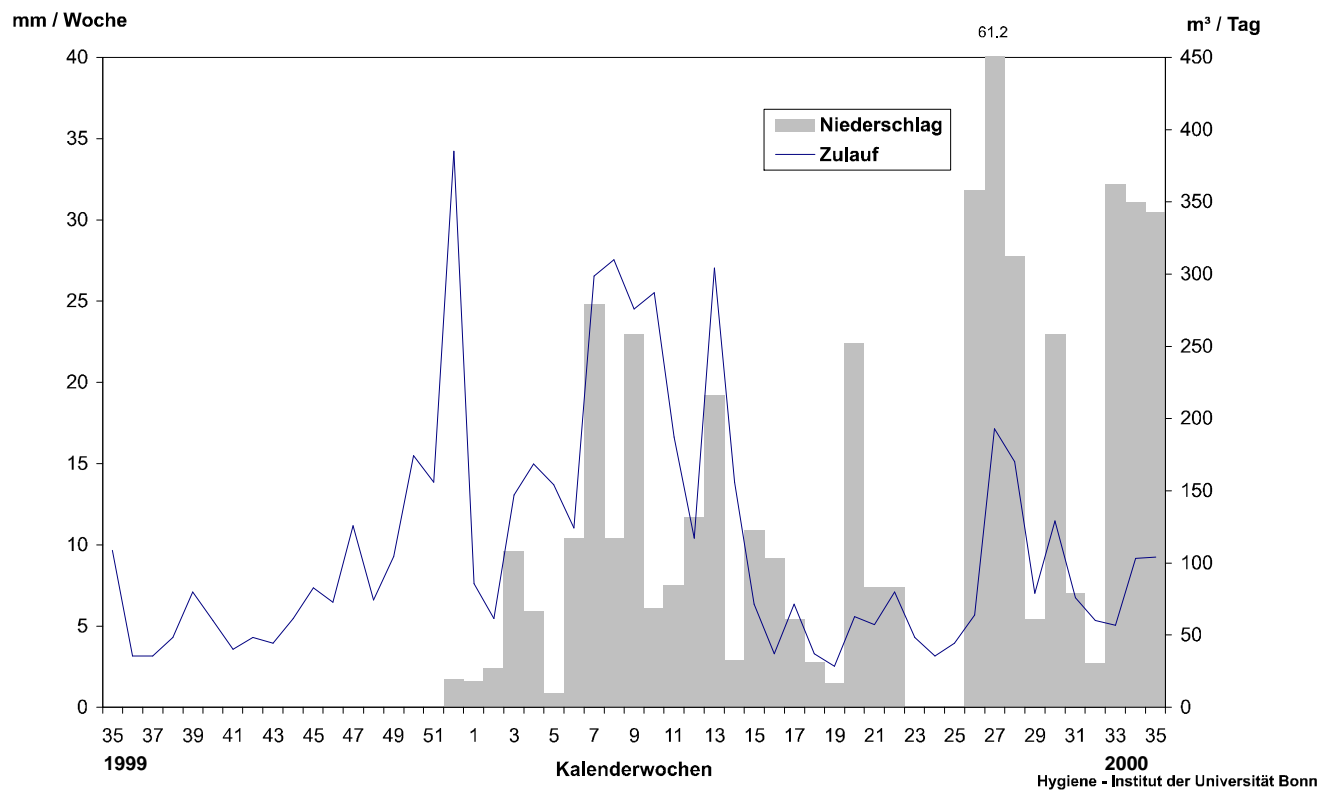


Abb. 13: Hydrologische Parameter der Kläranlage Hilberath

Untersuchungen zur mikrobiellen Belastung von Fließgewässern durch Siedlungsabwasser

Hydrologische Parameter der Kläranlage Loch im Jahresverlauf

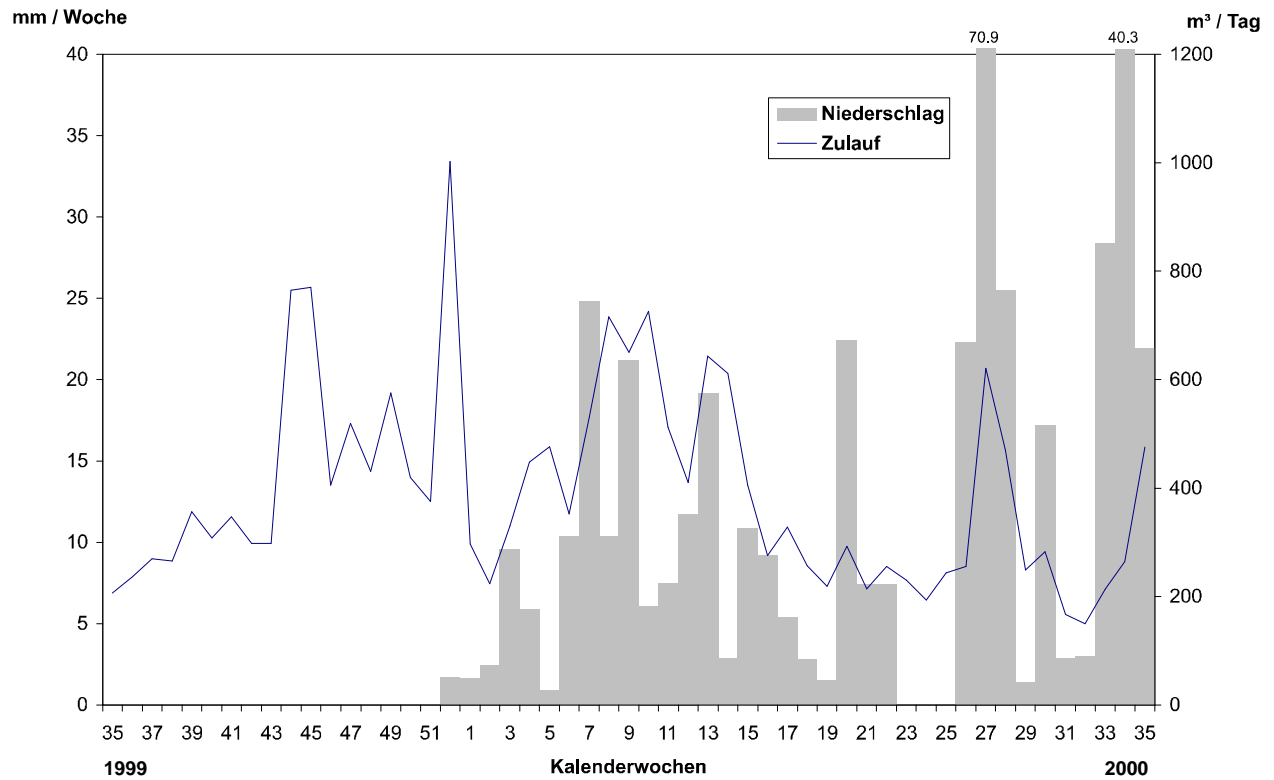


Abb. 14: Hydrologische Parameter der Kläranlage Loch

Untersuchungen zur mikrobiellen Belastung von Fließgewässern durch Siedlungsabwasser

Hydrologische Parameter der Kläranlage Miel im Jahresverlauf

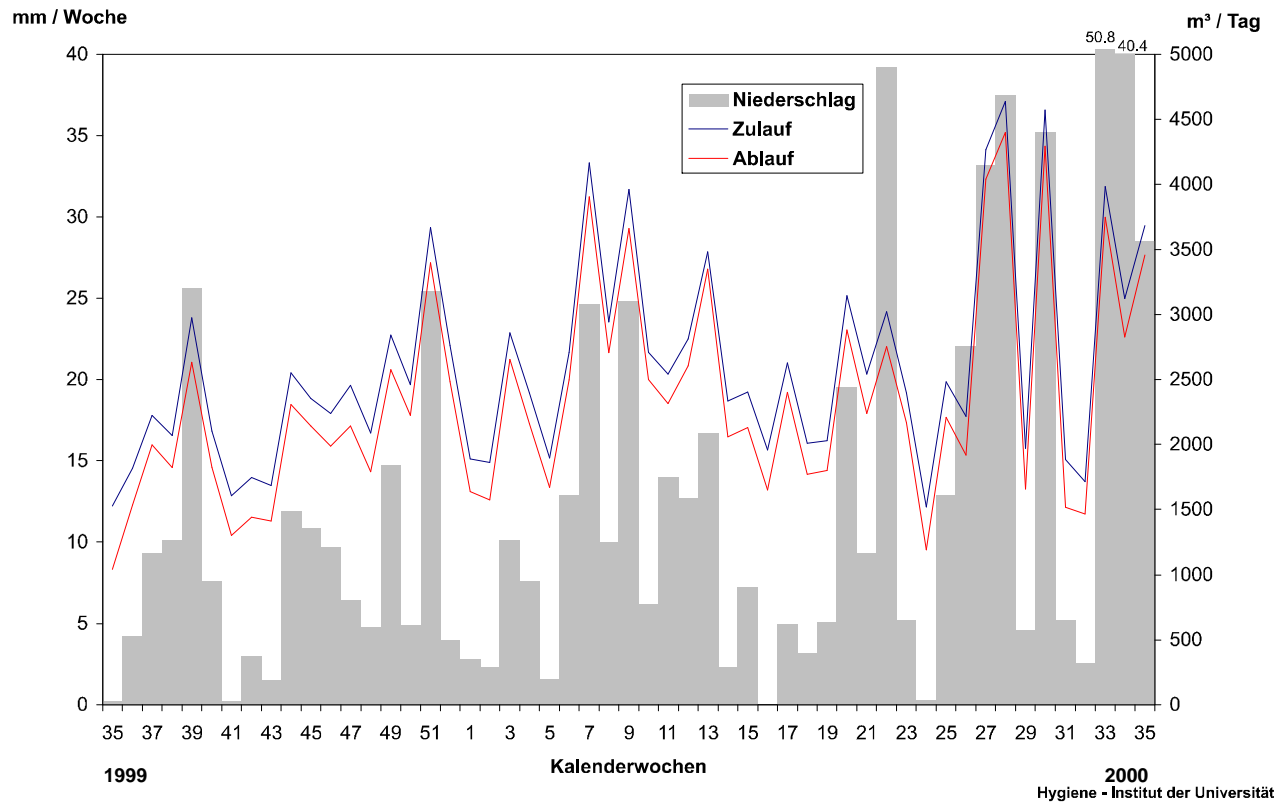


Abb. 15: Hydrologische Parameter der Kläranlage Miel

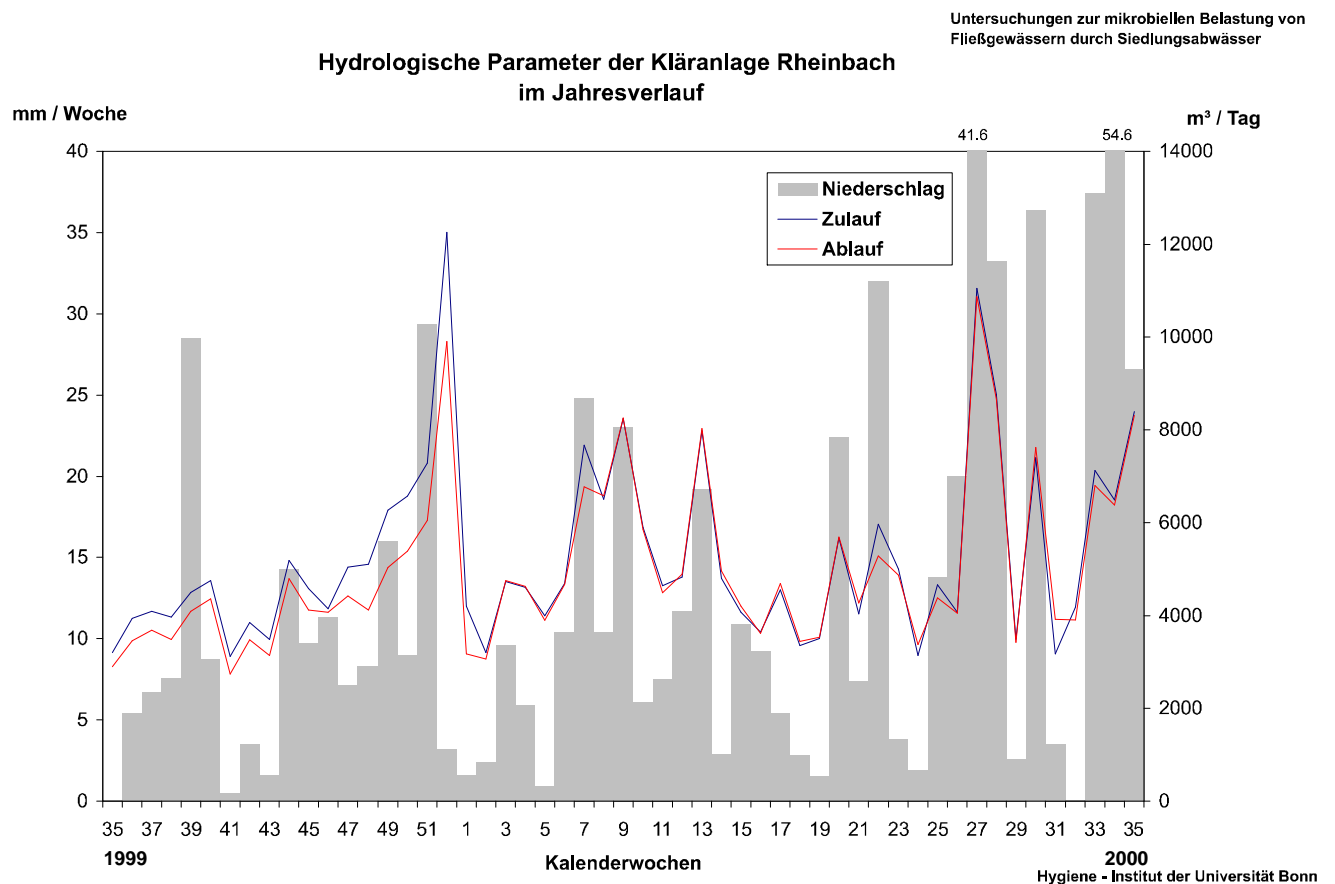


Abb. 16: Hydrologische Parameter der Kläranlage Rheinbach

3.4.2 Betriebsbedingungen während des Untersuchungsjahres

Höhe und jahreszeitliche Verteilung der Niederschlagsmengen sowie der Zu- und Abflußmengen für die ausgewählten Kläranlagen während des Untersuchungszeitraums werden in den Abbildungen 12 bis 15 dargestellt. Die ermittelten Tageswerte für die Niederschlagsmengen wurden pro Kalenderwoche aufsummiert, für Zu- und Abflußdaten wurden Wochenmittelwerte berechnet. Für die Kläranlagen Loch und Hilberath wurden nur Zuflußwerte gemessen.

Die Niederschlagsverteilung während des Untersuchungszeitraumes im Einzugsgebiet des Swistbaches variierte von 0 mm bis zu 71 mm Niederschlag pro Kalenderwoche mit einem Maximum in der 27. Woche (03.07. – 09.07.2000). Während der Niederschlagsereignisse am 19.10.2000 wurde eine Ereignisprobenahme, am Beckenüberlauf des RÜB II der Kläranlage Flerzheim, durchgeführt. Die geringsten Niederschlagsmengen fielen in den Monaten Oktober (41.KW bis 43. KW 1999) sowie Dezember/Januar (52. KW 1999 bis 2. KW 2000) und Juni (23.KW bis 25. KW 2000).

Die Zu- und Abflußmengen verhielten sich in Abhängigkeit des Anlagevolumens der einzelnen Kläranlagen sehr unterschiedlich. Es waren jeweils zwei Maxima in der 52. Kalenderwoche (25.12.-31.12.1999) und in der 25.-27. Kalenderwoche (19.06.-09.07.2000) bei jeder Kläranlage deutlich

sichtbar (siehe Abb. 12 bis Abb. 15). Den höchsten Zufluß erreicht die Kläranlage Flerzheim mit 22.007 m³/Tag in der 52. Kalenderwoche (25.12.-31.12.1999), den niedrigsten Zufluß die Kläranlage Hilberath mit 29 m³/Tag in der 24. Kalenderwoche (12.06.-18.06.2000) (Tab. 7).

Betrachtet man Zu- und Abläufe in Abhängigkeit von den Niederschlagsmengen im Untersuchungszeitraum, so sind jahreszeitliche Unterschiede erkennbar. Während sich in den Wintermonaten (51. KW 1999-12. KW 2000) eine Erhöhung der Niederschläge gleichzeitig auf eine Erhöhung der Zu- und Abläufe auswirkt, ist in den Sommermonaten (25. KW-38. KW 2000) ein Niederschlagsereignis nicht zwangsläufig mit einem Anstieg der Zu- und Abläufe verbunden (Abb. 15). Dies ist vor allem bei diskontinuierlichen Niederschlagsereignissen im Wochenverlauf des Untersuchungszeitraums zu beobachten.

3.4.2.1 Kläranlage Flerzheim

Die Zu- und Abflußmengen der Kläranlage Flerzheim wiesen während des Untersuchungszeitraums deutliche Schwankungen auf. Das Wochenmittel des Zulaufs lag zwischen 7.238 m³/Tag (35. KW 1999) und 22.007 m³/Tag (52. KW 1999). Die Wochenmittel des Abflusses sind durchschnittlich ca. 1000 m³/Tag niedriger. Im Mittel betrug der Zufluß im gesamten Untersuchungszeitraum 11.907 m³/Tag, der Abfluß 10.916 m³/Tag. In den Wintermonaten (50. KW 1999 bis 13. KW 2000) schwankten die Zuflußmengen von 8.183 m³/Tag bis 22.007 m³/Tag gleichgerichtet zu den Niederschlagswochensummen besonders stark. Eine Erhöhung der Niederschläge im Wochenverlauf wirkte sich leicht verzögert auf einen Anstieg der Zu- und Abflüsse aus, beispielsweise stiegen in der 7. KW 2000 die Zuflüsse bei einer Niederschlagswochensumme von 22,3 mm auf 18.553 m³/Tag an. Dieser Zusammenhang konnte auch in der 9. und 13. KW 2000 beobachtet werden. In den Sommermonaten (25. bis 38. KW 2000) wirkten sich starke Niederschlagsereignisse nicht zwangsläufig auf eine Erhöhung der Zu- und Abflüsse aus. So betragen die Zuflußmengen in der 22. KW 2000 trotz einer Niederschlagswochensumme von 52,8 mm nur 12.669 m³/Tag. Diese saisonale Differenzierung des Zu- und Abflußverhaltens ist in Abb. 11 dargestellt.

3.4.2.2 Kläranlage Heimerzheim

Die Zu- und Abflußmengen der Kläranlage Heimerzheim wiesen deutliche Schwankungen während des Untersuchungszeitraums auf. Das Wochenmittel des Zulaufs lag zwischen 840m³/Tag (35. KW/1999) und 2.434 m³/Tag (52 KW/1999). Die Extremwerte der Tagesmittel lagen bei 447 m³/Tag (1. KW/2000) und 7.462 m³/Tag (13 KW/2000). Im Mittel betrug der Zufluß im Untersuchungszeitraum 1.342 m³/Tag. In den Monaten April bis Juni 2000 (14. KW 2000 bis 26. KW 2000) bewegten sich Zu- und Abflußmengen auf einem recht stetigen Niveau. Sie reichten bei den Zuflüssen von 991

m³/Tag (16. KW 2000) bis maximal 1.401 m³/Tag (22. KW 2000). Die extrem hohen Zu- und Abflußwerte in der 52. KW 1999 sowie in der 7. und 9. KW 2000 wiesen auf eine saisonal stärker ausgeprägte Reaktion der Zu- und Abflüsse auf die Niederschlagsereignisse in den Wintermonaten hin, da die Zuflüsse der Sommermonate trotz erheblich höherer wöchentlicher Niederschlagsmengen nicht so starke Ausmaße erreichten. Eine Erhöhung der Niederschläge war also nicht mit einer ebenso starken Zunahme der Zu- und Abflüsse verbunden. So beliefen sich die Zu- und Abflußmengen beispielsweise in der 29. KW 2000 trotz einer Niederschlagswochensumme von 53 mm nur auf 1.165 m³/Tag.

3.4.2.3 Kläranlage Hilberath

Die Zuflußmengen der Kläranlage Hilberath wiesen im Untersuchungszeitraum einen sehr unregelmäßigen Verlauf auf. Das Wochenmittel des Zuflusses schwankte insgesamt zwischen 29 m³/Tag (19. KW/ 2000) und 385 m³/Tag (52. KW/ 1999) und betrug im Durchschnitt 114 m³/Tag (Tab. 7). In den Wintermonaten (50. KW 1999 bis 13. KW 2000) schwankten die Zuflüsse zwischen 61 m³/Tag und 385 m³/Tag, gleichgerichtet zu den Niederschlagswochensummen besonders stark. Eine Erhöhung der Niederschläge im Wochenverlauf wirkte sich leicht verzögert auf den Anstieg der Zuflüsse aus. So stieg in der 8. KW 2000 der Zufluß aufgrund erhöhter Niederschläge von 24,8 mm (7. KW 2000) auf 310 m³/Tag. Diese Beobachtung galt allerdings nur für die oben genannte Periode im Winter und Frühjahr, da die Zuflüsse der Sommermonate trotz erheblich höherer wöchentlicher Niederschlagsmengen von bis zu 61,2 mm (27. KW 2000) nie solche Ausmaße erreichten. Sie lagen maximal bei 193 m³/Tag (27. KW/2000) und schwankten lediglich zwischen 109 und 193 m³/Tag. Ein gleichgerichteter Verlauf von Zuflüssen und Niederschlägen war hier nur im Ansatz erkennbar. In Abb. 13 wird diese saisonal unterschiedliche Beeinflussung der Zuflüsse durch die Niederschläge deutlich.

3.4.2.4 Kläranlage Loch

Die Zuflußmengen der Kläranlage Loch wiesen im Untersuchungszeitraum einen sehr unregelmäßigen Verlauf auf. Das Wochenmittel schwankte zwischen 150 m³/Tag (32. KW 2000) und 1.003 m³/Tag (52. KW 1999) und betrug durchschnittlich 393 m³/Tag (Tab. 7). Von der 44. KW 1999 bis zur 15. KW 2000 waren die Zuflüsse sehr unregelmäßig. Die Werte variierten von 224 m³/Tag (2. KW 2000) bis 1.003 m³/Tag (52. KW 1999), verhielten sich jedoch gleichgerichtet zu den Niederschlagswerten. In der Periode der Sommermonate von der 26. KW 2000 bis zur 35. KW 2000 betrugen die Zuflüsse trotz erheblich höherer Niederschlagsmengen von maximal 70,9 mm höchstens 621 m³/Tag (27. KW 2000). Ein gleichgerichteter Verlauf von Zu- und Abflüssen war hier nur im Ansatz erkennbar.

bar. Diese saisonale Differenzierung der Zuflüsse unter bestimmten Niederschlagsbedingungen wird in Abbildung 14 deutlich.

3.4.2.5 Kläranlage Miel

Die Zu- und Abflußmengen der Kläranlage Miel wiesen im gesamten Untersuchungszeitraum einen sehr unregelmäßigen Verlauf auf. Das Wochenmittel des Zulaufs schwankte zwischen 1.519 m³/Tag in der 24. KW 2000 und zu 4.637 m³/Tag in der 28. KW 2000 und betrug durchschnittlich 2.601 m³/Tag. Das Wochenmittel des Ablaufes betrug durchschnittlich 2.337 m³/Tag und lag damit im gesamten Untersuchungszeitraum ca. 300 m³/Tag niedriger als das Wochenmittel des Zulaufs (Tab. 7). Von Oktober 1999 bis Mai 2000 (40. KW 1999 bis 21. KW 2000) waren die Niederschläge mit maximal 25,4 mm (51. KW 1999) wesentlich niedriger als in den darauffolgenden Sommermonaten. Zu- und Abflüsse verliefen gleichgerichtet zu den Niederschlägen, unterschritten jedoch nie einen Wert von 1.300 m³/Tag (41. KW 1999). Von Juni bis August 2000 (22. KW bis 35. KW 2000) nahmen die wöchentlichen Niederschläge erheblich zu und erreichten maximal 50,8 mm (33. KW 2000). Mit dieser Steigerung der wöchentlichen Niederschlagssummen in dieser Periode war jedoch nicht zwangsläufig eine ebenso deutliche Zunahme der Zu- und Abflüsse verbunden. Diese saisonale Differenzierung des Zu- und Abflußverhaltens ist in Abbildung 15 dargestellt.

3.4.2.6 Kläranlage Rheinbach

Die Zu- und Abflußmengen der Kläranlage Rheinbach waren im gesamten Untersuchungszeitraum sehr unregelmäßig. Das Wochenmittel des Zulaufs schwankte von 3.125 m³/Tag in der 41. KW 1999 bis zu 12.259 m³/Tag in der 52. KW 1999 und betrug im Untersuchungszeitraum durchschnittlich 5.264 m³/Tag. Der Abfluß war mit durchschnittlich 4.990 m³/Tag nur etwas niedriger (Tab. 7). Von Dezember 1999 bis Mai 2000 (51. KW 1999 bis 19. KW 2000) war ein gleichgerichteter Verlauf der Zu- und Abflüsse und Niederschläge erkennbar. Das Maximum der wöchentlichen Niederschlagssumme betrug in dieser Periode lediglich 29,4 mm. Von Juni bis September 2000 (25. KW bis 38. KW 2000) nahmen die wöchentlichen Niederschläge erheblich zu und erreichten maximal 54,6 mm (34. KW 2000). Zu- und Abflüsse waren in diesem Untersuchungszeitraum wesentlich geringer und betrugen maximal 11.048 m³/Tag (27. KW 2000). Eine deutliche Steigerung der Niederschläge im Sommer wirkte sich demzufolge nicht auf eine Zunahme der Zu- und Abflußmengen aus. Diese saisonale Differenzierung des Zu- und Abflußverhaltens wird durch Abbildung 15 deutlich.

Tab. 7: Zusammenfassung der Daten zu den Betriebsbedingungen im Untersuchungszeitraum

Kommune	Kläranlage	Anlage- volumen [m ³]	Zulauf [m ³ /Tag]			Ablauf [m ³ /Tag]			S Nieder- schläge [mm]
			Min	Max	Mittelwert	Min	Max	Mittelwert	
Stadt Meckenheim	Flerzheim	23.382	7.238	22.007	11.907	6.283	20.042	10.916	682,4
Stadt Rheinbach	Rheinbach	13.000	3.125	12.259	5.264	2.736	10.872	4.990	674,2
	Loch	312	150	1.003	393	k.A.	k.A.	k.A.	437,1 ¹
	Hilberath	308	29	385	114	k.A.	k.A.	k.A.	457,8 ¹
Gemeinde Swisttal	Miel	5.667	1.519	4.637	2.601	1.040	4.399	2.337	669,8
	Heimerzheim	5.446	840	2.434	1.342	974	2.470	1.364	568,9

¹ Erfassung der Niederschlagswerte für die Kläranlagen Hilberath und Loch ab der 52. KW 1999 bis zur 35. KW 2000

3.4.3 Physikalische und chemische Parameter

3.4.3.1 Kläranlage Flerzheim

Im Zulauf der Kläranlage Flerzheim hatte das Wasser bis auf eine gelbe Probe immer eine braune Farbe. Es roch immer stark nach Fäkalien oder Urin. Die pH-Werte schwankten zwischen 7,6 und 8,6. Sauerstoff-Konzentrationen wurden zwischen 1,7 und 10,3 gemessen. Die erwartungsgemäß hohen Trübungen lagen zwischen 129 und 262 FNU. Bei den Laboruntersuchungen wurden zwischen 108 und 388 mg/l abfiltrierbare Stoffe gemessen, wobei nur zwei der Werte unter 270 mg/l lagen. Die Zulauf-Werte für den CSB lagen zwischen 230 und 866 mg/l, wobei nur zwei der Werte unter 420 mg/l lagen. Die Messungen des Kjeldahl-Stickstoff ergaben Werte zwischen 13,4 und 70,6 mg/l. Bei allen drei Parametern wurden die beiden niedrigsten Werte in den beiden Proben vom Juli und August 2000 gemessen.

Im Ablauf war das Wasser leicht gelblich oder farblos. Ein Geruch war nie festzustellen. Die pH-Werte schwankten zwischen 7,0 und 7,6. Die Sauerstoff-Konzentrationen waren mit Werten zwischen 9,2 und 14,6 relativ hoch. Sie folgten in ihrem Verlauf nicht den Jahreszeiten. Die Trübung lag einmal unter der Bestimmungsgrenze von 0,1 FNU, ansonsten lagen die Werte zwischen 1,0 und 3,0. Bis auf einen Wert vom 33 mg/l im Januar 2000 blieb die Konzentrationen der abfiltrierbaren Stoffe unter der Bestimmungsgrenze. Der CSB lag in fünf der Proben unter der Bestimmungsgrenze; in den anderen Proben wurden Werte zwischen 17 und 24 mg/l gemessen. Kjeldahl-Stickstoff wurde zwischen 1,7 und 3,4 mg/l gemessen. In den letzten beiden Proben lagen die Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze.

3.4.3.2 Kläranlage Heimerzheim

Die Farbe der Proben im Zulauf der Kläranlage war durchgehend braun. Das Wasser roch immer stark nach Urin oder Fäkalien. Die pH-Werte lagen zwischen 8,1 und 8,3. Sauerstoff-Konzentrationen wurden zwischen 1,3 und 10,2 mg/l gemessen. Die Trübungen betragen 262 bis 376 FNU. Abfiltrierbare Stoffe wurden im Zulauf der Kläranlage mit Werten zwischen 199 und 1336 mg/l gemessen. Genauso stark schwanken die Werte beim CSB zwischen 288 und 2304 mg/l. Der Verlauf der Werte ist dabei weitgehend parallel. Die Ergebnisse des Kjeldahl-Stickstoffs schwanken mit einem Bereich von 55,2 bis 79,5 mg/l deutlich weniger.

Im Ablauf der Anlage war das Wasser leicht gelblich oder farblos. Ein Geruch war nie feststellbar. Die pH-Werte lagen zwischen 7,8 und 8,3. Die Sauerstoff-Konzentrationen betragen 9,7 bis 16,4 mg/l. In einer Probe lag die Trübung unter der Bestimmungsgrenze; in den anderen wurden Werte zwischen 1,4 und 2,9 FNU gemessen. Im Labor wurden abfiltrierbare Stoffe nur in der ersten Probe mit 28,8 mg/l oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen. Auch die Konzentrationen des CSB lagen nur einmal mit 19,2 mg/l über der Bestimmungsgrenze, allerdings in einer anderen Probe. Kjeldahl-Stickstoff wurde außer in der letzten in allen Proben gemessen, mit Konzentrationen zwischen 1,7 und 2,5 mg/l.

3.4.3.3 Kläranlage Hilberath

Die Proben im Zulauf waren immer stark gefärbt, wobei die Farbe zwischen gelb, braun und grau wechselt und sie immer stark nach Fäkalien, Urin und Waschmittel rochen. Die pH-Werte der Proben lagen zwischen 8,5 und 9,1. Bis auf einen Ausreißer mit 12,3 mg/l lagen die Sauerstoff-Konzentrationen immer unter 6 mg/l. Die Trübungen waren erwartungsgemäß hoch mit Werten zwischen 135 und 403 FNU. In den Proben wurden abfiltrierbare Stoffe zwischen 76 und 264 mg/l gemessen. Die Konzentrationen des CSB lagen dabei zwischen 317 und 794 mg/l. Die Zulaufwerte für den Kjeldahl-Stickstoff schließlich lagen zwischen 44,5 und 61,6 mg/l. Ein Zusammenhang zwischen den Werten besteht nur insofern, daß die jeweils niedrigsten Werte aller drei Parameter in der Probe im Januar 2000 gemessen wurden. Ansonsten laufen die Werte nicht parallel.

Im Ablauf war das Wasser leicht gelb gefärbt oder farblos. In zwei Proben war ein schwacher Geruch nach Fäkalien feststellbar, die übrigen Proben waren geruchlos. Die pH-Werte lagen zwischen 6,9 und 7,3. Die Sauerstoff-Konzentrationen schwankten zwischen 3,3 und 12,1 mg/l mit den höchsten Werten im Winter. Die Trübung war in einer Probe mit <0,1 FNU unter der Bestimmungsgrenze, in den übrigen vier Proben lagen die Werte zwischen 1,4 und 4,9 FNU. Abfiltrierbare Stoffe waren in drei der fünf Proben unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die anderen beiden Werte betragen 32 und

13 mg/l. Die CSB-Konzentrationen lagen in vier der Proben unter der Bestimmungsgrenze; lediglich in der Probe vom Januar 2000 konnten 20 mg/l gemessen werden. Kjeldahl-Stickstoff wurde in den ersten drei Proben mit 1,4 bzw. 2 mg/l gemessen. In den letzten beiden Proben lagen die Werte unter der Bestimmungsgrenze.

3.4.3.4 Kläranlage Loch

Im Zulauf der Kläranlage Loch hatte das Wasser eine meist braune, ansonsten graue oder gelbe Farbe. Es roch meist stark nach Fäkalien oder Urin. Nur einmal wurde lediglich schwacher Geruch festgestellt. Die pH-Werte betrugen 7,4 bis 8,3. Es wurden Sauerstoff-Konzentrationen zwischen 8,3 und 13,6 mg/l gemessen. Die Trübungen lagen zwischen 65,6 und 442 FNU. Bei den Labormessungen fanden wir an dieser Probestelle die stärksten Schwankungen der abfiltrierbaren Stoffe überhaupt: In den fünf Proben wurden für diesen Parameter Werte zwischen 34,4 und 1509 mg/l gemessen. Diese Schwankungen bildeten sich im CSB nicht ab: Hier lagen die Ergebnisse zwischen 173 und 665 mg/l, wobei sich der Verlauf völlig anders entwickelte, als bei den abfiltrierbaren Stoffen. Die Konzentrationen des Kjeldahl-Stickstoffs lagen zwischen 16,8 und 45,9 mg/l.

Im Ablauf wurde bis auf eine Ausnahme immer eine gelbliche Farbe festgestellt. Die Proben rochen schwach nach Fäkalien oder undefinierbar. In den letzten beiden Proben konnte kein Geruch festgestellt werden. Die pH-Werte lagen zwischen 6,8 und 7,3. Die Sauerstoff-Konzentrationen betrugen 3,6 bis 7,2 mg/l. In den Proben wurden Trübungen zwischen 1,8 und 17,9 gemessen. Die abfiltrierbaren Stoffe lagen in den ersten vier Proben um die bzw. unter der Bestimmungsgrenze. In der letzten Probe wurden 18 mg/l gemessen. Die CSB-Werte lagen in zwei Proben unter der Bestimmungsgrenze, in den anderen wurden Werte zwischen 28,8 und 43 mg/l gemessen. Die Werte für den Kjeldahl-Stickstoff lagen bis auf einen Ausreißer von 15,7 mg/l zwischen 1,7 und 2,2 mg/l.

3.4.3.5 Kläranlage Miel

Das Wasser im Zulauf der Kläranlage Miel war meist gelblich, ansonsten grau oder braun gefärbt. Es roch stark nach Fäkalien oder Urin. Es pH-Werte wurden zwischen 7,2 und 8,5 gemessen. Der Sauerstoff-Gehalt lag zwischen 4,9 und 9,8 mg/l. Die Trübungen schwankten sehr stark zwischen 61,9 und 293 FNU. Die abfiltrierbaren Stoffe im Zulauf der Kläranlage Miel schwankten sehr stark zwischen 13,6 und 509 mg/l. Ähnlich stark waren die Schwankungen beim CSB mit Ergebnissen zwischen 31 und 1124 mg/l. Der Kjeldahl-Stickstoff lag zwischen 17,4 und 73,9 mg/l. Die Schwankungen in allen drei Parametern liefen annähernd parallel.

Im Ablauf der Kläranlage wies das Wasser immer eine leichte Gelbfärbung auf. Der Geruch war schwach fäkal oder nicht feststellbar. Die pH-Werte betrugen 7,3 bis 8,2. Sauerstoff-Gehalte wurden

zwischen 8,7 und 15,4 mg/l gemessen. Die Trübungen lagen zwischen 1,5 und 3,5 FNU. Bei den Laborbestimmungen lagen die abfiltrierbaren Stoffe nur einmal mit 12,8 mg/l oberhalb der Bestimmungsgrenze. Der CSB wurde zweimal oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen, und zwar mit 20 und 22 mg/l. Die Konzentrationen des Kjeldahl-Stickstoff lagen viermal zwischen 1,4 und 2,2 mg/l; in der letzten Probe lag der Wert unterhalb der Bestimmungsgrenze.

3.4.3.6 Kläranlage Rheinbach

Im Zulauf der Kläranlage hatte das Wasser bis auf eine Ausnahme immer eine braune oder graue Farbe. Es roch i.d.R. stark nach Fäkalien. Einige Proben rochen nach Urin oder undefinierbar. Die pH-Werte schwankten zwischen 6,9 und 8,6. Die Sauerstoff-Konzentrationen betragen 2,3 bis 9,0 mg/l. Trübungen wurden zwischen 105 und 305 FNU gemessen. Bei den Labormessungen lagen die Werte für abfiltrierbare Stoffe zwischen 80 und 286 mg/l. Die CSB-Konzentrationen schwankten zwischen 240 und 778 mg/l, wobei sich die Werte nicht parallel zu den abfiltrierbaren Stoffen entwickelten. Kjeldahl-Stickstoff wurde zwischen 16,8 und 45,4 gemessen, wobei die Werte hier in einer Richtung mit dem CSB verliefen.

Im Ablauf der Kläranlage war das Wasser farblos oder wies eine leichte Gelbfärbung auf. Ein Geruch konnte nie festgestellt werden. Die pH-Werte schwankten zwischen 7,2 und 7,8. Die Konzentrationen des Sauerstoffs betragen 8,4 bis 15,8 mg/l. In der ersten Probe lag die Trübung unter der Bestimmungsgrenze, die anderen Proben wiesen Trübungen zwischen 0,4 und 1,2 FNU auf. Bei den Labormessungen lagen die abfiltrierbaren Stoffe –außer mit 23 mg/l im Januar 2000- immer unter der Bestimmungsgrenze. Beim CSB lagen sieben der zehn Ergebnisse unter der Bestimmungsgrenze. Ansonsten wurden 19 bzw. 22 mg/l gemessen. Beim Kjeldahl-Stickstoff wurden siebenmal Werte zwischen 1,4 und 2,5 mg/l gemessen; in drei Proben lagen die Stickstoffwerte unter der Bestimmungsgrenze.

3.4.4 Bakteriologische Parameter

3.4.4.1 Kläranlage Flerzheim

Die Koloniezahlen im Zulauf der Kläranlage Flerzheim lagen bei einer Bebrütungstemperatur von 20°C zwischen $5,5 \times 10^4$ und $1,4 \times 10^7$ KBE/ml und bei 36°C zwischen $1,2 \times 10^5$ und $8,9 \times 10^6$ KBE/ml. Im Ablauf ließen sich bei 20°C Werte zwischen 210 und $1,56 \times 10^4$ KBE/ml und bei 36°C Werte zwischen $1,6 \times 10^2$ und $1,2 \times 10^4$ nachweisen.

Für den Fäkalindikator *E. coli* ergaben sich für den Zulauf Konzentrationen von $3,77 \times 10^6$ bis $2,2 \times 10^7$ KBE/100 ml, für den Ablauf zwischen $1,23 \times 10^3$ und $2,8 \times 10^4$ KBE/ 100 ml. Die mit dem

MPN-Verfahren ermittelten Werte bezüglich *E. coli* schwankten zwischen $1,5 \times 10^6$ und $7,3 \times 10^7$ KBE/100 ml, die Koloniezahlen des Parameters coliforme Bakterien schwankten zwischen $1,5 \times 10^7$ und $2,4 \times 10^8$ KBE/100 ml. Im Ablauf dieser Kläranlage fanden sich für *E. coli* mittels MPN-Verfahren Konzentrationen von $1,5 \times 10^3$ bis $4,3 \times 10^4$ KBE/100 ml und für die coliformen Bakterien von $9,3 \times 10^3$ bis $4,6 \times 10^5$ KBE/100 ml.

Bei den Fäkalstreptokokken fanden sich im Zulauf Werte zwischen $9,4 \times 10^5$ und $1,2 \times 10^7$ KBE/100 ml, im Ablauf Werte zwischen $1,1 \times 10^2$ und $1,17 \times 10^4$ KBE/100 ml. Die Zahlen für Clostridien schwankten im Zulauf zwischen 5×10^3 und 2×10^5 KBE/100 ml und im Ablauf zwischen 20 und 500 KBE/100 ml. Salmonellen waren im Zulauf in sieben von zehn Proben nachweisbar, im Ablauf in drei der zehn Proben. Yersinien wurden in drei Proben des Zulaufs sowie in einer Probe des Ablaufs gefunden. Der Nachweis von *Campylobacter* gelang sowohl in allen Zulauf- und Ablaufproben.

3.4.4.2 Kläranlage Heimerzheim

Für den Zulauf der Kläranlage fanden sich bei 20°C Koloniezahlen in Konzentrationen zwischen $2,4 \times 10^5$ und $1,59 \times 10^6$ KBE/ml, im Ablauf schwankten die Werte zwischen 1×10^3 und $2,6 \times 10^3$ KBE/ml. Bei 36°C fanden sich im Zulauf Konzentrationen zwischen $2,1 \times 10^5$ und $1,5 \times 10^6$ KBE/ml und im Ablauf zwischen 250 und $5,6 \times 10^3$ KBE/ml.

Für den Parameter *E. coli* konnten im Zulauf Werte zwischen 8×10^6 und $1,74 \times 10^7$ KBE/100 ml, mit MPN-Verfahren zwischen $4,3 \times 10^6$ und $4,6 \times 10^7$ KBE/100 ml ermittelt werden. Im Ablauf lagen die Konzentrationen zwischen $2,2 \times 10^3$ und $9,5 \times 10^3$ KBE/100 ml, bzw. 430 und $4,3 \times 10^3$ KBE/100 ml bei Anwendung des MPN-Verfahrens.

Coliforme Bakterien fanden sich im Zulauf in Konzentrationen von $4,3 \times 10^6$ bis $1,1 \times 10^8$ KBE/100ml und im Ablauf von $2,4 \times 10^3$ bis $4,6 \times 10^4$ KBE/100 ml.

Bei den Fäkalstreptokokken schwankten die im Zulauf gemessenen Konzentrationen zwischen $1,6 \times 10^6$ und $4,9 \times 10^6$ KBE/100 ml und im Ablauf zwischen $1,3 \times 10^3$ und $1,2 \times 10^4$ KBE/100 ml. Die Konzentrationen an Clostridien bewegten sich im Rahmen von $1,1 \times 10^5$ und 8×10^5 KBE/100 ml im Zulauf und verringerten sich im Ablauf auf 340 bis $1,3 \times 10^3$ KBE/100 ml. Salmonellen waren beim Zu- und Ablauf in zwei der genommenen Proben nachweisbar. Yersinien wurden im Zulauf in zwei von fünf Proben und im Ablauf in einer Probe gefunden. Der Nachweis von *Campylobacter* gelang im Zulauf in vier Proben, im Ablauf in drei Proben.

3.4.4.3 Kläranlage Hilberath

Die KBE-Konzentrationen des Zulaufs der Kläranlage Hilberath lagen bei 20°C zwischen $1,3 \times 10^4$ und $7,3 \times 10^5$ KBE/ml, im Ablauf zwischen 800 und $6,7 \times 10^3$ KBE/ml. Bei 36°C wurden Konzentration von $1,1 \times 10^4$ bis 9×10^5 KBE/ml im Zulauf, und im Ablauf von 570 bis $6,1 \times 10^3$ KBE/ml festgestellt.

Bezüglich des Indikators *E. coli* wurden für den Zulauf Bakterienkonzentrationen zwischen $2,5 \times 10^5$ und $7,1 \times 10^6$ KBE/100 ml, mit MPN-Verfahren von $2,4 \times 10^5$ bis $9,3 \times 10^6$ KBE/100 ml nachgewiesen. Im Ablauf wurden Konzentrationen von $1,17 \times 10^4$ bis $2,2 \times 10^4$ KBE/100 ml, bei Anwendung des MPN-Verfahrens von 930 bis $2,4 \times 10^4$ KBE/100 ml ermittelt.

Coliforme Bakterien im Zulauf fanden sich in Konzentrationen von $1,5 \times 10^6$ bis $2,4 \times 10^7$ KBE/100 ml. Für den Ablauf ergaben Konzentrationen zwischen $1,1 \times 10^4$ und $9,3 \times 10^4$ KBE/100 ml.

Die Zahlen für Fäkalstreptokokken schwankten im Zulauf zwischen $1,2 \times 10^5$ und $4,7 \times 10^6$ KBE/100 ml, im Ablauf zwischen $1,4 \times 10^3$ und $6,3 \times 10^3$ KBE/100 ml. Bei den Clostridien fanden sich für den Zulauf Konzentrationen zwischen $3,6 \times 10^3$ und 3×10^5 KBE/100 ml und für den Ablauf zwischen 190 und 1×10^3 KBE/100 ml. Der Nachweis von Salmonellen gelang im Zulauf bei zwei Proben, im Ablauf hingegen in keiner der fünf Proben. Yersinien waren im Zulauf in einer Probe und im Ablauf in zwei Proben vorhanden. *Campylobacter* fanden sich im Zu- sowie im Ablauf in vier der fünf Proben.

3.4.4.4 Kläranlage Loch

Im Zulauf der Kläranlage ließen sich bei 20°C Koloniezahlen zwischen 9×10^4 und $2,9 \times 10^6$ KBE/ml, während im Ablauf Konzentrationen zwischen 760 und $1,3 \times 10^4$ KBE/ml gemessen wurden. Bei 36°C lagen Koloniezahlen im Bereich von $1,26 \times 10^5$ bis $3,4 \times 10^6$ KBE/ml im Zulauf, während für den Ablauf die Konzentration zwischen $1,66 \times 10^3$ und $1,8 \times 10^4$ KBE/ml lagen.

Die Zahlen für *E. coli* im Zulauf schwankten zwischen $4,3 \times 10^6$ und $1,23 \times 10^7$ KBE/100 ml (MPN-Verfahren: $4,3 \times 10^6$ und $2,4 \times 10^7$ KBE/100 ml) und für den Ablauf zwischen 1×10^4 und $2,8 \times 10^5$ KBE/100 ml (MPN-Verfahren: 5×10^4 und $1,1 \times 10^6$ KBE/100 ml). Für Coliforme wurden Konzentrationen von $4,3 \times 10^6$ bis $4,3 \times 10^7$ KBE/100 ml im Zulauf und von $9,3 \times 10^4$ bis $1,1 \times 10^6$ KBE/100ml nachgewiesen.

Bei den Fäkalstreptokokken fanden sich für den Zulauf Konzentrationen von $4,3 \times 10^5$ bis $2,38 \times 10^6$ KBE/100 ml, für den Ablauf zwischen $1,1 \times 10^3$ und 1×10^6 KBE/100 ml. Die Clostridienkonzentrationen schwankten im Zulauf von $1,1 \times 10^4$ bis $8,7 \times 10^4$ KBE/100 ml, im Ablauf von 790 bis $1,1 \times$

10^4 KBE/100 ml. Salmonellen wurden in den Proben des Zulaufs in drei Proben gefunden, in denen des Ablaufs in einer Probe. Der Nachweis von Yersinien gelang in zwei Proben des Zulaufs sowie in drei Proben des Ablaufs. *Campylobacter* waren in allen Proben des Zulaufs und des Ablaufs vorhanden.

3.4.4.5 Kläranlage Miel

An dieser Probenahmestelle wurden im Zulauf bei 20°C Koloniezahlen in Konzentrationen von $2,38 \times 10^4$ bis $2,78 \times 10^6$ KBE/ml bestimmt, im Ablauf von 120 bis $4,53 \times 10^3$ KBE/ml. Bei 36°C lagen die Koloniezahlen zwischen $6,7 \times 10^4$ und $2,4 \times 10^6$ KBE/ml im Zulauf und 200 bis $4,13 \times 10^3$ KBE/ml im Ablauf

.Für den Parameter *E. coli* wurden im Zulauf Werte zwischen $1,26 \times 10^6$ und $1,6 \times 10^7$ KBE/100 ml (MPN-Verfahren: $9,3 \times 10^5$ bis $2,4 \times 10^7$ KBE/100 ml) und im Ablauf Werte zwischen 510 und $1,78 \times 10^4$ KBE/100 ml (MPN-Verfahren: 400 bis $2,3 \times 10^4$ KBE/100 ml) bestimmt.

Im Zulauf wurden Coliformenkonzentrationen von $2,3 \times 10^6$ bis $2,4 \times 10^8$ KBE/100 ml bestimmt. Im Ablauf schwankten die Konzentrationen zwischen $3,9 \times 10^3$ und $4,6 \times 10^4$ KBE/100 ml.

Die Zahlen für Fäkalstreptokokken lagen im Zulauf zwischen $4,3 \times 10^5$ und $3,4 \times 10^6$ KBE/100 ml, im Ablauf zwischen 140 und $6,1 \times 10^3$ KBE/100 ml. Bei den Clostridien fanden sich für den Zulauf Konzentrationen zwischen $2,96 \times 10^4$ und $2,2 \times 10^5$ KBE/100 ml und im Ablauf zwischen 20 und 520 KBE/100 ml. Salmonellen waren im Zulauf wie im Ablauf in zwei von fünf Proben nachweisbar. Der Nachweis von Yersinien gelang für den Zulauf in zwei Proben, im Ablauf hingegen nur in einer Probe. *Campylobacter* waren in vier der fünf untersuchten Proben des Zulaufs und in allen fünf Proben des Ablaufs vorhanden.

3.4.4.6 Kläranlage Rheinbach

Die Koloniezahlen des Zulaufs schwankten bei 20°C zwischen $5,7 \times 10^4$ und $2,65 \times 10^6$ KBE/ml im Ablauf wurden Konzentrationen von 200 bis $2,29 \times 10^3$ KBE/ml festgestellt. Bei 36°C wurden Bakterien in Konzentrationen von $1,7 \times 10^5$ bis $3,1 \times 10^6$ KBE/ml im Zulauf und im Ablauf von 70 bis $1,11 \times 10^3$ KBE/ml nachgewiesen.

Die Werte des Zulaufs bezüglich *E. coli* schwankten von $5,9 \times 10^6$ bis $1,79 \times 10^7$ KBE/100 ml (MPN-Verfahren: $4,3 \times 10^6$ bis $9,3 \times 10^7$ KBE/100 ml), die des Ablaufs zwischen 90 und $2,17 \times 10^4$ KBE/100 ml (MPN-Verfahren: 90 bis $2,4 \times 10^4$ KBE/100 ml).

Mittels des MPN-Verfahrens konnten im Zulauf coliforme Bakterien in Konzentrationen von $4,3 \times 10^6$ bis 9×10^7 KBE/100 ml nachgewiesen werden. Beim Ablauf schwankten die, mit diesem Verfahren ermittelten, Konzentrationen von $2,4 \times 10^3$ bis $4,6 \times 10^4$ KBE/100 ml.

Die Zahlen für Fäkalstreptokokken schwankten im Zulauf zwischen $5,3 \times 10^5$ und $6,6 \times 10^6$ KBE/100 ml, im Ablauf zwischen 30 und $8,4 \times 10^3$ KBE/100 ml. Bei den Clostridien ergaben sich für den Zulauf Konzentrationen zwischen $1,6 \times 10^4$ und $1,88 \times 10^5$ KBE/100 ml. Die Werte für den Ablauf schwankten zwischen 10 und $1,1 \times 10^3$ KBE/100 ml. Der Nachweis von Salmonellen gelang für den Zulauf in neun von zehn Proben, im Ablauf in drei von zehn Proben. Yersinien wurden in einer der Proben des Zulaufs und in keiner der Proben des Ablaufs gefunden. In allen Proben des Zulaufs wurden *Campylobacter* nachgewiesen sowie in neun Proben des Ablaufs.

3.4.5 Parasitologische Parameter

3.4.5.1 Kläranlage Flerzheim

Im Zulauf der Kläranlage Flerzheim konnten Oocysten von *Cryptosporidium* nur in zwei der zehn Proben nachgewiesen werden. Die Konzentrationen betragen 17 bzw. 103 Oocysten/100 Liter. Im Ablauf wurden einmal 2,4 Oocysten/100 Liter nachgewiesen.

Giardia lamblia wurde in allen Zu- und Ablaufproben nachgewiesen. Die Konzentrationen im Zulauf schwankten zwischen 14.420 und 82.432 Cysten/100 Litern mit einem Medianwert von 30.903, im Ablauf zwischen 3,3 und 193 mit einem Median von 34 Cysten/100 Liter.

Die Reinigungsleistung bezogen auf die Parasitendauerstadien liegt für Cryptosporidien bei 1,6 und für *Giardia* zwischen 2,1 und 3,8 Logarithmenstufen mit einem Median von 3.

3.4.5.2 Kläranlage Heimerzheim

Im Zulauf der Kläranlage konnten dreimal Oocysten von *Cryptosporidium* nachgewiesen werden, wobei die Konzentrationen zwischen 59 und 233 pro 100 Liter lagen. Im Ablauf konnten die Oocysten nur einmal mit 7,6 Ooc./100 L. nachgewiesen werden.

Cysten von *Giardia lamblia* wurden in allen Proben gefunden. In den fünf Zulaufproben schwankte die Konzentration zwischen 35.926 und 80.862 Cy./100 L., bei einem Median von 46696. Im Ablauf lagen die Werte zwischen 46 und 433 Cy./100 L., mit einem Median von 226.

Die Reinigungsleistung für Cryptosporidien-Oocysten liegt zwischen 1,5 und 1,8 Logarithmenstufen, für Cysten von *Giardia lamblia* zwischen 2,2 und 3,0.

3.4.5.3 Kläranlage Hilberath

Im Zulauf der Kläranlage Hilberath wurden in fünf Proben dreimal *Cryptosporidien* nachgewiesen, und zwar mit Konzentrationen zwischen 15 und 54 Ooc./100 L. Die beiden Proben, die keine *Cryptosporidium*-Oocysten enthielten, repräsentieren offensichtlich keine normalen Betriebsbedingungen, wie auch aus den deutlich geringeren *Giardia*-Funden an diesen Tagen hervorgeht. Zumindest in einer Probe (Januar 2000) war dem Wasser auch eine andere Beschaffenheit als sonst anzusehen (Vgl. Seite 66). Im Ablauf konnte *Cryptosporidium* nur zweimal nachgewiesen werden, und zwar mit 5,8 bzw. 7,4 Ooc./100 L.

Cysten von *Giardia lamblia* konnten im Zulauf bis auf eine Ausnahme immer nachgewiesen werden. Die Werte lagen zwischen 212 und 59.348 Cysten/100 Liter, mit einem Median von 13.111. Die Probe ohne *Giardia*-Nachweis und die mit der geringsten gemessenen Konzentration korrespondieren mit den Ergebnissen der *Cryptosporidien*-Analytik. Im Ablauf wurden Cysten von *Giardia lamblia* immer nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen dort zwischen 158 und 1.407 Cy./100 L. mit einem Median von 203.

Die Reinigungsleistung beträgt 1 – 1,6 Logarithmenstufen für *Cryptosporidium* und 1,6 – 2,5 Logarithmenstufen für *Giardia lamblia*.

3.4.5.4 Kläranlage Loch

In den fünf Proben vom Zulauf der Kläranlage Loch wurde nur einmal *Cryptosporidium* nachgewiesen, und zwar mit 50 Ooc./100 L. Im Ablauf der Kläranlage wurden die Oocysten ebenfalls nur einmal, mit 5,8 Ooc./100 L., nachgewiesen, allerdings nicht korrespondierend zum Fund im Zulauf.

Giardia lamblia wurde in allen Proben der Kläranlage nachgewiesen. Im Zulauf lagen die Konzentrationen zwischen 451 und 194.658 Cy./100 L., mit einem Median von 1.618, im Ablauf zwischen 35 und 496, mit einem Median von 211.

Die Reinigungsleistung für Oocysten von *Cryptosporidium* liegt bei etwa 1,7, für Cysten von *Giardia lamblia* zwischen 0,7 und 3,5 Logarithmenstufen.

3.4.5.5 Kläranlage Miel

Im Zulauf der Kläranlage Miel wurden in zwei der fünf Proben *Cryptosporidien* nachgewiesen, wobei die Konzentrationen 78 bzw. 151 Ooc./100 L. betragen. Im Ablauf konnten Oocysten nie nachgewiesen werden.

Giardia lamblia wurde im Zulauf immer mit Konzentrationen zwischen 4.549 und 54.205 Cy./100 L. nachgewiesen, bei einem Median von 19.586. Im Ablauf waren Cysten in vier der fünf Proben enthalten. Die Konzentrationen lagen hier zwischen 10 und 132, bei einem Median von 14.

Die Reinigungsleistung bezogen auf *Cryptosporidium* betrug ca. 2 Logarithmenstufen, für *Giardia lamblia*-Cysten lag sie zwischen 2,2 und 4,3 bei einem Median von 3,2 Logarithmenstufen.

3.4.5.6 Kläranlage Rheinbach

Im Zulauf der Kläranlage Rheinbach konnten zweimal Oocysten von *Cryptosporidium sp.* nachgewiesen werden und zwar mit Konzentrationen von 12 bzw. 52 Ooc./100 L. Im Ablauf war kein Nachweis möglich.

Giardia lamblia-Cysten konnten in allen zehn Proben nachgewiesen werden. Die Konzentrationen lagen zwischen 9.979 und 60.398 Cy./100L., mit einem Median von 13.311. Im Ablauf wurden die Cysten in neun von zehn Proben nachgewiesen, mit Konzentrationen zwischen 2 und 169 pro 100 Liter bei einem Median von 3,4.

Die Reinigungsleistung liegt für *Cryptosporidium* bei 1,7 Logarithmenstufen und für *Giardia lamblia* zwischen 1,9 und 4,3 Logarithmenstufen bei einem Median von 3,4.

3.5 Ereignisbezogene Untersuchungen von Regenrückhaltebecken

Am 19.10.2000 gelang es, nach Benachrichtigung durch den Erftverband, auf der Kläranlage Flerzheim den Überlauf des Regenüberlaufbeckens II zu beproben. In der Nacht hatte es mäßig stark geregnet (ca. 1 mm). Zum Beginn der Probenahme um 12:00 Uhr waren beide RÜBs der Kläranlage gefüllt. Aus dem RÜB I sickerte nur noch wenig Wasser in den Überlauf (maximal 1-2 Liter pro Sekunde), während aus dem RÜB II noch große Mengen Wasser abgeschlagen wurden. Gegen Ende der Probenahme fiel der Überlauf auch an diesem Becken trocken.

3.5.1 Hydrologische Parameter

Auf dem Gelände der Kläranlage Flerzheim befinden sich zwei Regenüberlaufbecken (RÜB) mit unterschiedlicher Speicherkapazität. Regenüberlaufbecken I (RÜB I) hat ein Speichervolumen von 2.500 m³, das seit Januar 2000 in Betrieb befindliche RÜB II hat ein Speichervolumen von 7.500 m³. Bei Regenfällen füllt sich zuerst RÜB I, wenn dieses seine Speicherkapazität erreicht hat, füllt sich RÜB II. Hat RÜB II ebenfalls seine Speicherkapazität erreicht, erfolgt der Abschlag des grob mechanisch gereinigten Wassers in den Swistbach. Der Abschlag erfolgt aus beiden Becken parallel, um die Durchflußgeschwindigkeit bzw. die Kantenbeschickung so gering wie möglich zu halten.

Das RÜB I hat im Jahr 1999 insgesamt 30 mal und im Jahr 2000 insgesamt 260 mal in den Swistbach

abgeschlagen. Die Anzahl und Dauer der Abschlüge des RÜB I für den Untersuchungszeitraum können der Tabelle 8 entnommen werden. Abschlagsmengen und die Dauer der einzelnen Abschlüge konnten aus den zur Verfügung stehenden Daten leider nicht ermittelt werden. Die fehlenden Zeitangaben für den Juli und August 2000 resultieren aus einem Defekt des Schreibers.

Tab. 8 Abschlüge des RÜB I der Kläranlage Flerzheim im Untersuchungszeitraum

Abschlag RÜB I	Sep. 1999	Okt. 1999	Nov. 1999	Dez. 1999	Jan. 2000	Feb. 2000	Mrz. 2000	Apr. 2000	Mai. 2000	Jun. 2000	Jul. 2000	Aug. 2000	Sep. 2000	Okt. 2000
Anzahl	2	2	3	12	-	-	-	-	-	-	127	4	2	127
Dauer [h]	1	12	6	19	-	-	-	-	-	-	-	-	30	15

Quelle: Erftverband

3.5.2 Physikalische und chemische Parameter

In der Probe vom 19.10.2000 vom Überlauf des RÜB II der Kläranlage Flerzheim hatte das überlaufende Wasser eine graubraune Farbe und roch schwach nach Fäkalien. Der pH-Wert betrug 7,5. Das Wasser enthielt 6,7 mg/l Sauerstoff und wies eine Trübung von 62,2 FNU auf. Im Labor wurden abfiltrierbare Stoffe mit 17,6 mg/l gemessen. Der CSB lag unterhalb der Bestimmungsgrenze. Kjeldahl-Stickstoff wurde mit 7,8 mg/l bestimmt.

3.5.3 Bakteriologische Parameter

Bei einer Bebrütungstemperatur von 20°C betrug die Koloniezahl $8,5 \times 10^5$ KBE/ml, bei 36°C $7,2 \times 10^5$ KBE/ml. *E. coli* lag in Konzentrationen von $1,5 \times 10^6$ KBE/100ml (MPN-Verfahren: $1,1 \times 10^6$ KBE/100 ml), coliforme Bakterien von $1,1 \times 10^6$ KBE/100 ml und Fäkalstreptokokken von $4,82 \times 10^5$ KBE/100 ml vor. Clostridien wurden in Konzentrationen von $4,6 \times 10^4$ KBE/100 ml nachgewiesen. Bei der Probe gelang der Nachweis von Salmonellen und Campylobacter. Yersinien hingegen konnten nicht nachgewiesen werden.

3.5.4 Parasitologische Parameter

In der Probe vom 19.10.2000 wurden 12 Cryptosporidien-Oocysten und 1929 Giardien-Cysten pro 100 Liter nachgewiesen.

4 Diskussion

4.1 Hydraulische Bedingungen im Untersuchungsgebiet

Die natürlichen hydrologischen Bedingungen des Untersuchungsgebietes sind gekennzeichnet durch relativ niedrige jährliche Niederschlagssummen von 600-700 mm bei einer hohen Jahresverdunstung von 535 mm, so daß der Raum als Wassermangelgebiet anzusprechen ist.

Zusätzlich wurde die Situation anthropogen extrem beeinflusst. Einerseits kam es im Zusammenhang mit den Sumpfungsmaßnahmen im nördlich sich anschließenden Braunkohlenrevier zu erheblichen Grundwasserabsenkungen. Infolgedessen sind zahlreiche natürliche Fließgewässer dauerhaft oder diskontinuierlich trockengefallen.

Andererseits kommt es durch insgesamt acht Kläranlagen im Untersuchungsgebiet zu einer Einleitung von jährlich über 7 Mio m³ geklärten Abwassers in das Gewässernetz des Swistbaches. Etwa die Hälfte dieses Eintrages geht zurück auf Trinkwasserimport aus dem rechtsrheinischen Rhein-Sieg-Kreis.

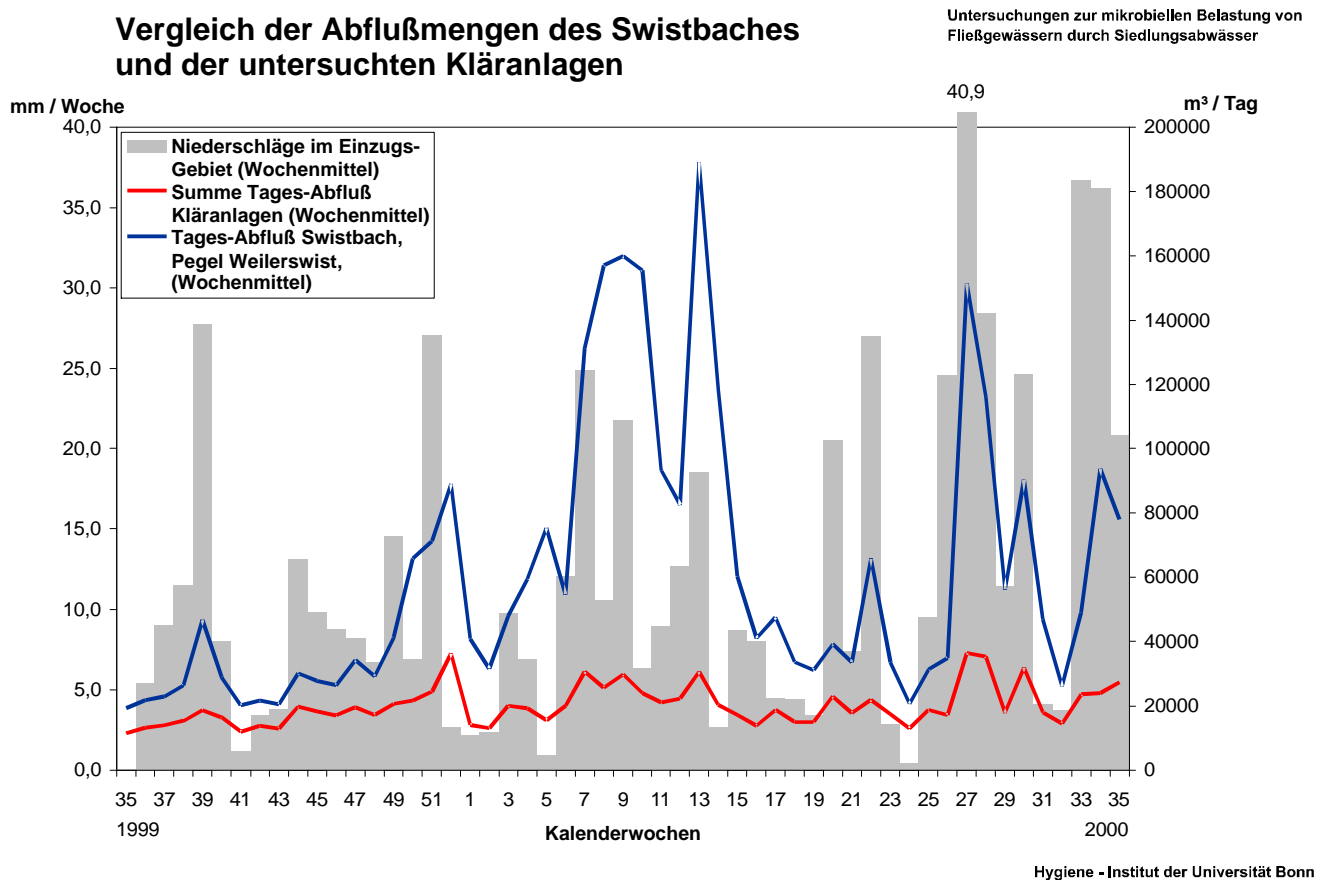


Abb. 17: Vergleich der Abflußmengen des Swistbaches und der untersuchten Kläranlagen

Aus der Größe der Entwässerungsgebiete der Kläranlagen (26,28 km²), einer Schätzung des Versiegelungsgrades dieser Gebiete (30%) und der mittleren jährlichen Niederschlagssumme (ca. 700 mm) kann unter Vernachlässigung von Verdunstungsverlusten auf den versiegelten Flächen ein Fremdwasserzufluß von jährlich 5-6 Mio m³ Wasser in die Kanalisationen abgeschätzt werden, welcher den Kläranlagen zugeführt wird oder über Abschlagsbauwerke in die Vorfluter gelangt.

Die Jahressumme der Kläranlageneinleitungen entspricht etwa einem Viertel des am Pegel Weilerswist gemessenen Jahresabflusses (1999: ca. 26,1 Mio m³; 2000: ca. 27,4 Mio m³). Im Jahresverlauf schwankt der Abwasseranteil am Pegelabfluß allerdings sehr stark zwischen 15 und 66% im Wochenmittel (Abb. 17).

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß die Hydrologie des Swistbach-Gewässernetzes quantitativ maßgeblich durch die Kläranlageneinleitungen sowie die Abschläge aus den Mischkanalisationen beeinflusst wird. Vor diesem Hintergrund ist offensichtlich, dass auch die hygienisch-mikrobiologische Qualität des Fließgewässers maßgeblich von den Kläranlageneinleitungen (und Mischwasserabschlägen) beeinflusst sein muß.

4.2 Hygienisch-mikrobielle Belastung der Fließgewässer

4.2.1 Bakterielle Belastung

Im Rahmen des bakteriologischen Untersuchungsprogramms wurden klassische und in der deutschen Trinkwasserüberwachung (TrinkwV 1990) seit langem bewährte Indikatorbakterien erfaßt. Für Indikatorbakterien gelten folgende Kriterien:

- Sie müssen schnell, sicher und mit einfachen Methoden nachweisbar sein.
 - Sie sollten gemeinsam mit den Krankheitserregern vorkommen.
 - Sie sollten in höheren Konzentrationen als die Krankheitserreger vorkommen.
 - Sie sollten eine höhere Tenazität (Widerstandsfähigkeit gegenüber Umwelteinflüssen) aufweisen
- Hierbei handelt es sich allerdings um Idealforderungen, die von keinem der z.Z. gebräuchlichen Indikatorbakterien erfüllt werden (Exner & Tuschewitzki 1987).

Folgende Indikatorbakterien wurden im Forschungsvorhaben untersucht:

- *E. coli*: Er gilt als sicherer Indikator für eine fäkale Wasserkontamination (Borneff 1990).
- Coliforme Bakterien: Sie gelten als Indikator für eine Wasserverunreinigung fäkaler oder unerwünschter nicht-fäkaler Herkunft (Borneff 1990).
- Fäkalstreptokokken: Sie vermehren sich nicht im Wasser, sterben jedoch langsamer ab als *E. coli*, aber deutlich schneller als Coliforme. In menschlichen Faeces sind sie in deutlich geringerer Konzentration als *E. coli* enthalten, bei tierischen Ausscheidungen kann dies umgekehrt sein (Seidel

1990). Sie können eine fäkale Kontamination bestätigen oder einen Hinweis auf eine länger zurückliegende Verunreinigung geben (Althaus et al. 1982).

- Sulfitreduzierende anaerobe Sporenbildner (Clostridien): Sie werden sowohl im Abwasser als auch in Böden sowie Fluß- und Seesedimenten nachgewiesen. Sie können sich auch in der Umwelt vermehren, z.B. in nährstoffreichen Seesedimenten und können daher nicht allein und generell als Indikator einer fäkalen Verunreinigung angesehen werden. Aufgrund ihrer hohen Persistenz gelten sie als Indikator für eine länger zurückliegende (fäkale) Kontamination (Seidel 1990) und werden auch als Indikatoren für umweltresistente Parameter diskutiert (Hijnen et al. 1997).

Zusätzlich wurde die Koloniezahl bei 20°C und 36°C Bebrütungstemperatur bestimmt, die seit Robert Koch als nicht-fäkalspezifischer Indikator für die bakteriologische Wirksamkeit der Filtration bei der Wassergewinnung und für die Wiederverkeimung des Wassers bei der Verteilung genutzt wird (Botzenhart 1996).

Neben den Indikatorbakterien wurden weitere Bakterien in das bakteriologische Untersuchungsprogramm aufgenommen, die teilweise erst in den letzten Jahren und Jahrzehnten als Wasserübertragene Krankheitserreger erkannt wurden:

- Salmonellen: Sie zählen nicht mehr zu den häufigen Erregern wasserbedingter Erkrankungen, haben aber den Vorteil einer vergleichsweise leichten Nachweisbarkeit. Ihr Vorkommen in Abwasser und Oberflächengewässern läßt Rückschlüsse auf die Seuchenlage von Mensch und Tier zu (Schindler 1996). Das Verhältnis von Salmonellen und *E. coli* im Oberflächenwasser ist 1 : 10.000 und größer (Schulze und Feuerpfeil 1992).
- *Campylobacter*: Sie können sowohl beim Menschen und anderen Säugetieren als auch bei vielen Vogelarten isoliert werden. Demzufolge können sie nahezu ubiquitär in der Umwelt angetroffen werden. Sie sind insbesondere bei niedrigen Wassertemperaturen von 4°C bis 10°C lange überlebensfähig. Der Nachweis von *Campylobacter* zeigt mögliche fäkale Verunreinigungen an (Jakob 1996). Sie sind fakultativ pathogen und wurden schon häufig als Erreger trinkwasserbedingter Infektionen beschrieben (Kramer et al. 2001)
- Yersinien: Zwei Spezies der Gattung *Yersinia* sind die Erreger der Yersiniose, die sich klinisch als Enteritis und Enterocolitis manifestiert. Yersinien gelten heute nach Salmonellen und *Campylobacter* als dritthäufigste bakterielle Enteritiserreger. Sie sind, insbesondere in gemäßigten Zonen, weit verbreitet. Sie kommen vorzugsweise im Darm des Menschen und im Darm (und Rachen) von warmblütigen Wild- und Nutztieren vor. Mit den Ausscheidungen gelangen sie in die Umwelt,

wo die humanpathogenen Serovare von *Yersinia enterocolitica* sich zwar nicht vermehren, aber mehrere Monate überleben können (Feuerpfeil 1996).

Die Überlebensdauer von Darmbakterien in natürlichen Gewässern wird durch viele Faktoren beeinflusst, wie Temperatur, Sonnenlicht, Verdünnung, Salzgehalt, toxische Substanzen, Nahrungsangebot, Plankton, Bakteriophagen (Viren, die Bakterien infizieren). Für das Überleben von *E. coli* wurde eine Wassertemperatur von 20° C mit einer Lebensdauer von 7,9 Tagen als günstigste Lebensbedingung ermittelt. Die Dauer dieser Erhaltungsphase verkürzt sich auf ca. 2,5 Tage bei 4° C ebenso wie oberhalb von 37° C Wassertemperatur (Darakas 1997). Für Fließgewässer und Talsperren ergibt sich damit eine schon allein durch jahreszeitliche Temperaturschwankungen unterschiedliche mikrobielle Belastung.

Nach Burger (1995) überdauern pathogene Keime in Oberflächenwasser in ihrer Mehrzahl nur bis zu zwei Tage, einzelne jedoch deutlich länger. Neben den o. g. Umweltbedingungen ist die taxonomische Zugehörigkeit der Bakterien von großem Einfluß auf die Überlebensdauer im Wasser. So können *Salmonella typhi* 183 Tage und *Yersinia enterocolitica* bis zu 300 Tage überleben.

Das Überdauern der pathogenen Bakterien wird wesentlich durch die Wasserstoffionen-Konzentration beeinflusst. Meist bevorzugen Bakterien Bereiche um einen pH-Wert von 7,3. Niedrige pH-Werte (4,5) führen dagegen in Grundwasser zu einem relativ schnellen Absterben von *E. coli* (Loof 1992). In Fließgewässern liegt der pH-Wert häufig im von *E. coli* bevorzugten Bereich.

Auch in organisch kaum belastetem Wasser können Fäkalbakterien bei entsprechendem Eintrag in hoher Zahl vorhanden sein. Sie vermehren sich in schwach belastetem Wasser in der Regel jedoch nicht, sondern sterben nach einer gewissen Fließstrecke ab, was auch als Selbstreinigung bezeichnet wird. Die „Halbwertszeiten“ von in Fließgewässer eingetragenen coliformen Bakterien betragen bei pH 6-8, je nach Wassertemperatur, 0,5-5 Tage (Popp 1993).

Durch Sedimentation werden an Sinkstoffe adsorbierte Viren und Bakterien aus dem Wasser entfernt, überdauern aber im Sediment oft länger. Abiotische und biotische Faktoren tragen mit unterschiedlicher Effektivität zur Verminderung von Mikroorganismen bei. Die Inaktivierungsgeschwindigkeit ist dabei abhängig von der Kontamination der Gewässer. Veränderungen von Temperatur, chemischen Inhaltstoffen, pH-Wert, Sedimentation und Begleitfauna beeinflussen die Geschwindigkeit der Inaktivierung. Eine zuverlässige Eliminierung wird aber nicht erreicht (Burger 1995).

Die entscheidende Einflußgröße der primären mikrobiellen Belastung von Fließgewässern ist die Nutzung und Bewirtschaftung im Einzugsgebiet. Besonders in nicht bewaldeten, landwirtschaftlich genutzten oder besiedelten Einzugsgebieten wirkt sich die anthropogene Überformung auf die Quali-

tät der Fließgewässer aus. Auch über Abwasserdirekteinleitungen und Regenüberlaufbecken können Fäkalien und damit möglicherweise auch Krankheitserreger in die Gewässer gelangen.

Für einige Nutzungsarten von Oberflächengewässern existieren deshalb mikrobiologische Grenz- oder Richtwerte bzw. Güteanforderungskriterien:

- EG-Richtlinie über Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung in den Mitgliedstaaten vom 16.06.1975 (75/869 EWG)
- Verordnung zur Umsetzung der Richtlinien 75/440/EWG und 79/869/EWG (EG-Richtlinien Oberflächenwasser für die Trinkwassergewinnung) vom 29. April 1997 (Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Nordrhein-Westfalen Nr. 17 vom 28. Mai 1997)
- Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer; Hauptnutzungsart: Entnahme für die Landwirtschaft - Güteanforderungen an „Beregnungswasser für Freilandkulturen“ (AGA, Rd. Erl. d. Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft Nordrhein-Westfalen v. 14.5.1991)

In der Tabelle 9 sind Richt-, Leit- und Grenzwerte für die untersuchten bakteriologischen Parameter zusammengestellt. Sie dienen einer orientierenden Beurteilung der im Rahmen des Untersuchungsprogramms gefundenen Werte.

Tab. 9: Richt-, Leit- und Grenzwerte bakteriologischer Parameter für Oberflächenwasser und Trinkwasser

Parameter	EG-Richtlinien Oberflächenwasser für die Trinkwassergewinnung Kategorie: A1	DVGW Arbeitsblatt W 151: Oberflächenwasser als Rohstoff für Trinkwasser (B)	EG-Badegewässer- Richtlinie	TrinkwV (Einzelversorger)
KBE 20°C		-		1000/ml
KBE 36°C		-		100/ml
E. coli (Fäkalcoliforme)	20/100 ml	-	2.000/100 ml	0
Coliforme (Gesamtcoliforme)	50/100ml	-	10.000/100 ml	0
Fäkalstreptokokken	20/100ml	-	(100/100 ml)*	0
Clostridien	-	-	-	0/20 ml
Salmonellen	nicht nachweisbar in 5.000 ml	-	nicht nachweisbar in 1.000 ml	nicht nachweisbar

* Leitwert

Die Ergebnisse der bakteriologischen Untersuchungen am Swistbach im Rahmen der Routineproben ergaben im Bachverlauf ansteigende Konzentrationen aller untersuchter Bakterienarten. Die Untersuchungsergebnisse für Bakterien hauptsächlich fäkalen Ursprungs wie *E. coli* und Coliforme (Kapitel 3.3.3) lagen im Durchschnitt bei $10^3 - 10^4$ Bakterien/100 ml. Der Schiefelsbach wies die höchsten Belastungen mit Fäkalbakterien auf. Hier wurden Spitzenbelastungen von 14.000 *E. coli* und 16.000 Fäkalstreptokokken in 100 ml Wasserprobe ermittelt. Alle zitierten Grenzwerte für die unmittelbare Nutzung von Oberflächengewässern (Tab. 9) sind damit, zumindest zeitweise, weit überschritten.

Im Bereich des Swistbaches und seiner Nebengewässer werden Obstkulturen mit Wasser aus den Bächen beregnet. Laut AGA muß die mikrobielle Beschaffenheit dieses Wassers dreimal während der Beregnungssaison geprüft werden und dabei folgende Richtwerte einhalten: Gesamtcoliforme Bakterien 10 KBE/ml = 1.000 KBE/100 ml. und Fäkalcoliforme Bakterien 1 KBE/ml = 100 KBE/100ml. Bei Überschreiten dieser Richtwerte bei Gemüse und Obst (Rohverzehr) muß vor dem Verzehr eine Karenzzeit von 14 Tagen eingehalten werden. Unsere Ergebnisse weisen daraufhin, daß im Wasser des Swistbaches die mikrobielle Belastung immer so hoch ist, daß die Richtwerte erreicht, oder überschritten werden. Die Nutzung zur Beregnung ist also immer kritisch zu betrachten und der direkte Verzehr von Obst (z.B. Erdbeeren vom Feld) zu vermeiden.

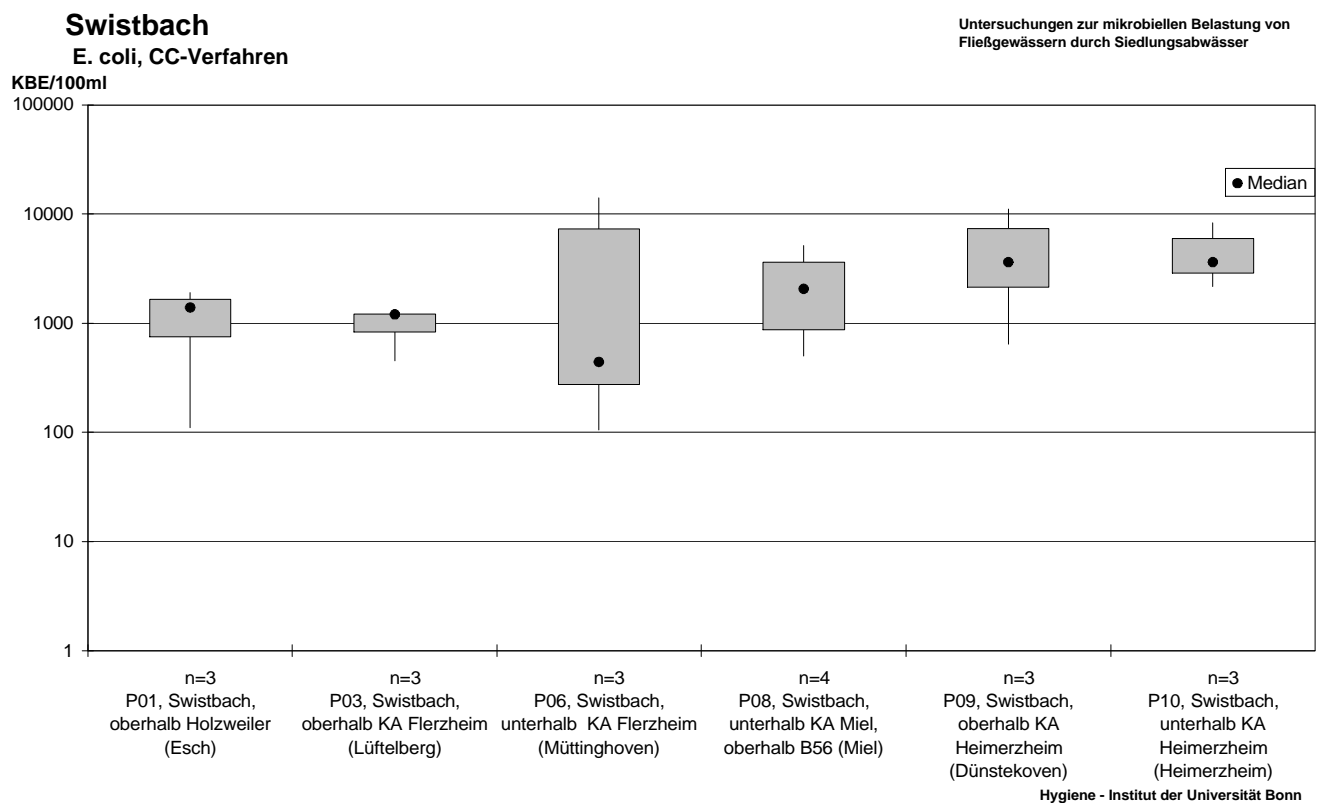


Abb. 18: Vergleich der *E. coli*-Konzentrationen an den Probenahmestellen im Verlauf des Swistbaches

Gerade für Kinder kann ein Infektionsrisiko mit Erregern bakterieller Enteritis, wie *Campylobacter* nicht ausgeschlossen werden, da der Nachweis von *Campylobacter* im Swistbach und seinen Nebenbächen an allen Probenahmestellen gelang, wenn auch im Jahresverlauf sehr unregelmäßig. Nicht immer konnte bei erhöhten Werten der Indikatorbakterien auch *Campylobacter* nachgewiesen werden. Umgekehrt waren bei einem positiven Befund für *Campylobacter* nicht gleichzeitig die koloniebildenden Einheiten, *E. coli*, Coliforme und Fäkalstreptokokken besonders erhöht.

Auffällig waren die hohen Konzentrationen an *Campylobacter* im Schiefelsbach am 3./4.7.2000. Zu diesem Zeitpunkt traten oberhalb der Kläranlage Loch 10.000 *Campylobacter*/100 ml und unterhalb der Kläranlage von 1000 KBE/100 ml auf. Wie während der Probenahme beobachtet wurde, nutzen Kühe den Bach als Tränke und Ausscheidungen der Tiere werden direkt in das Fließgewässer abgegeben. Zusätzlich kam es am Abend des 3.7. zu einem Starkregenereignis, wodurch vermehrt Abwassermengen in den Bach gelangten. Diese Belastungen führen zu einer starken Verunreinigung des Baches und machen ihn als Viehtränke völlig ungeeignet. Wasser, welches zur Tränkung des Viehs verwendet werden soll, muß nahezu die gleiche Beschaffenheit haben wie Trinkwasser, ansonsten ist die Nutzung zu untersagen (AGA 1991). Am Schiefelsbach kontaminieren die Tiere das Wasser mit Mikroorganismen und infizieren sich möglicherweise über die Tränke.

Yersinien konnten im Swistbach und seinen Nebenflüssen in unregelmäßigen Abständen nachgewiesen werden. Dabei lagen die Untersuchungsergebnisse in der Größenordnung bis 10.000 KBE/100ml. Der häufigste Nachweis gelang mit 2 positiven Nachweisen bei 4 untersuchten Proben an den Probenahmestellen P01, Swistbach oberhalb von Holzweiler und P03, Swistbach oberhalb der Kläranlage Flerzheim. Im weiteren Verlauf des Swistbaches wurden nur noch einmal an der Probenahme P10, unterhalb der Kläranlage Heimerzheim Yersinien nachgewiesen. Im Schiefelsbach wurden höhere Konzentrationen in den Routineproben festgestellt (bis 27.000/100 ml), aber keine häufigeren Nachweise erbracht, als an den anderen Probenahmepunkten.

Für den Parameter Clostridien ergaben sich bei den untersuchten Proben keine erkennbaren Zusammenhänge zwischen Jahreszeit oder Nutzung des Einzugsgebietes und Konzentration an Clostridien. Im Verlauf des Swistbaches ist ein leichter Anstieg der Konzentrationen festzustellen, wobei die Median-Werte von 100 KBE/100ml auf 800 KBE/100ml ansteigen, also innerhalb einer log-Stufe liegen. Aus mikrobiologischer Sicht ist eine Abweichung der Werte von einer log-Stufe im Bereich der Meßgenauigkeit und somit nur als Tendenz zu werten.

Der Swistbach und seine Nebengewässer sowie die Madbachtalsperre sind nicht als Badegewässer ausgewiesen, werden aber trotzdem z.T. als solche genutzt (Kap. 3.1.4.9). Legt man für eine orientie-

rende Beurteilung der bakteriologischen Fließgewässerqualität die Grenz- und Leitwerte der EG-Badegewässerrichtlinie für *E. coli*, Coliforme, Fäkalstreptokokken und Salmonellen zugrunde (vgl. Tab. 9), so ergibt sich folgendes Bild:

- Am Swistbach wurde bei 22 Probenahmen der Grenzwert für *E.coli* achtmal (7.9.99 oberhalb Holzweiler, 4.10.99 oberhalb Kläranlage Heimerzheim, 5.10.99 unterhalb Kläranlage Heimerzheim, 24.1.00 oberhalb und unterhalb der Kläranlage Heimerzheim, 22.5.00 unterhalb Kläranlage Miel und 10.7.00 oberhalb und unterhalb der Kläranlage Flerzheim; 36,3% aller Proben) überschritten.
- Coliformen-Grenzwerte wurden 12-mal, d.h. bei 55% aller Proben überschritten.
- Der Leitwert für Fäkalstreptokokken wurde bei einer einzigen Probenahme nicht überschritten (20.3.00 Swistbach unterhalb Kläranlage Flerzheim, 95,4% aller Proben)
- Der qualitative Nachweis von Salmonellen gelang nur einmal ebenfalls am 20.3.00 oberhalb der Kläranlage Flerzheim (4% aller Proben)

Die Bewertung gem. Qualitätsanforderungen der EG-Badegewässerrichtlinie und unter Berücksichtigung des zulässigen Anteils von Proben mit Grenz- und Leitwertüberschreitung (Artikel 5 EG-Badegewässerrichtlinie⁵) zeigt, daß der Swistbach diese Anforderungen mit Ausnahme des Parameter Salmonellen nicht erfüllt.

Ein weiteres Bewertungssystem orientiert sich am klassischen Gewässergüte-Konzept und verwendet die Koloniezahl bei 20°C zur mikrobiologischen Beurteilung eines Gewässers (Popp, 1998). In Tabelle 10 wird eine Zuordnung der Koloniezahlen zu den Wassergüte-Klassen dargestellt. Zur Beurteilung eines Gewässers werden von unterschiedlichen Belastungssituationen innerhalb eines bestimmten Zeitraumes (max. 1 Jahr) die Koloniezahlen ermittelt. Von diesen Ergebnissen wird der 50-Perzentilwert ermittelt (der Median). Dieser Median ergibt die Einteilung in die Wassergüte-Hauptklasse. Zur weiteren Ermittlung von Zwischenklassen wird der 80-Perzentil-Wert der untersuchten Proben herangezogen.

⁵ ... Badegewässer als den betreffenden Parametern entsprechend angesehen, wenn die ... Probenahmen erweisen, daß sie den Werten der Parameter ...

- bei 95 % der Proben im Falle der Parameter, die mit den in Spalte I des Anhangs angegebenen Parametern übereinstimmen,
- bei 90 % der Proben in allen anderen Fällen, mit Ausnahmen der Parameter „Gesamtcoliforme Bakterien“ und „Fäkalcoliforme Bakterien“, bei denen der Prozentsatz der Probenahmen 80 % betragen kann, entsprechen... (Art. 5 Abs (1) Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaften über die Qualität der Badegewässer, 1980)

Tab. 10: Zuordnung der „Koloniezahl“ zu den Wassergüte-Klassen von Fließgewässern

Wassergüte-Hauptklasse	Koloniezahl
I	< 200
II	>200 – 5.000
III	>5.000 – 200.000
IV	>200.000

Als geeignet für den Badebetrieb gelten Gewässer mit der Wassergüte I - II. Wendet man dieses Bewertungsschema auf die untersuchten Probenahmestellen am Swistbach an (Abb. 19), erhält man folgende Wassergüte:

Bis zu P08 unterhalb der Kläranlage Miel haben alle Probenahmestellen am Swistbach eine mikrobiologische Wassergüte von II – III. Danach verschlechtert sich die Güte auf III.

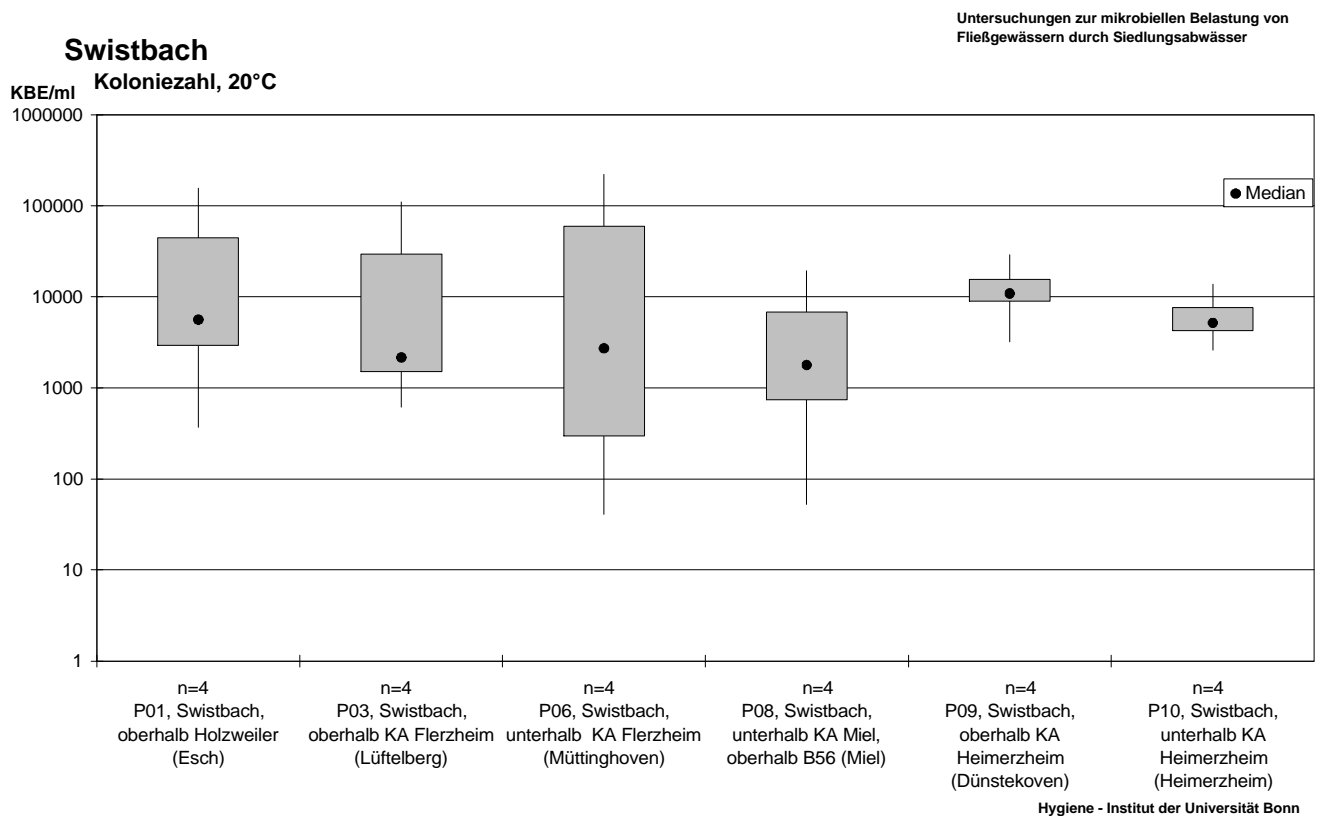


Abb. 19: Koloniezahlen bei 20°C an den Probenahmestellen am Swistbach

Auch diese Beurteilung der mikrobiologischen Wassergüte des Swistbaches kommt zu dem Ergebnis, daß der Swistbach als Badegewässer nicht den Anforderungen entspricht. Im Siedlungsgebiet entlang des Swistbach wurde im Untersuchungszeitraum die Nutzung des Gewässers durch Menschen, Haus- und Nutztiere dokumentiert. Dies bedeutet ein seuchenhygienisches Risiko für Mensch und Tier, das

vor allem durch Verbesserung der mikrobiologischen Wasserqualität des Swistbaches verringert werden kann.

4.2.2 Parasitäre Belastung

Von zentralem Interesse war im Rahmen des Forschungsvorhabens die Frage der parasitären Belastung der untersuchten Fließgewässer und vor allem der geklärten und ungeklärten Siedlungsabwässer. Daher umfaßten alle Probenahmen auch eine parasitologische Untersuchung auf Oocysten von *Cryptosporidium sp.* und Cysten von *Giardia lamblia*.

Giardia lamblia und *Cryptosporidium parvum* sind einzellige Darmparasiten, die schwere Durchfallerkrankungen verursachen können. Einen wesentlichen Übertragungsweg stellt Trinkwasser dar, welches aus mit menschlichen oder tierischen Fäkalien verunreinigtem Oberflächenwasser gewonnen wurde (Exner & Gornik 1997, Exner & Kistemann 2001). Die Parasiten werden von Mensch und Tier zum Teil in großen Mengen ausgeschieden. Von einem Kalb können bis zu 10^{10} Cryptosporidien-Oocysten pro Tag abgegeben werden. Mit dem Kot von Mensch und Tier können die Parasiten direkt über Abwasser, Gülle oder Stallmist in Oberflächengewässer gelangen (Schoenen et al. 1997). Im Wasser sind die Dauerformen der beiden Parasiten lange überlebensfähig. Hohe Desinfektionsmittel-Resistenz sowie geringe Infektionsdosen erklären ihre Bedeutung als Verursacher von Trinkwasserepidemien (Wagner und Kimmig 1992).

Giardien sind weltweit verbreitet und zählen zu den zehn häufigsten Parasiten des Menschen. Auch in entwickelten Ländern liegt die Durchseuchung bei 2-7% der Bevölkerung (Karanis und Seitz 1996). In den USA sind Giardien zum häufigsten Verursacher wasserbedingter Erkrankungen geworden (Rose und Botzenhart 1990). Etwa drei Viertel der Ausbrüche stehen mit unzureichend aufbereitetem Oberflächenwasser in Zusammenhang. Die erste dokumentierte Epidemie ereignete sich 1969 in Colorado. Im Zeitraum von 1971 bis 1985 wurden in den USA 92 trinkwasserbedingte Ausbrüche festgestellt, kontinuierlich wird über weitere Ausbrüche berichtet. Auch in Kanada, England und Schweden traten Epidemien auf (Rose & Botzenhart 1990, Karanis & Seitz 1996, Kramer et al. 1996, 2001).

Die humanmedizinische Bedeutung von Cryptosporidien wurde 1976 erkannt (Gornik & Exner 1991). Die ersten dokumentierten trinkwasserbedingten Krankheitsausbrüche ereigneten sich 1983/84 in Großbritannien und in den USA. In diesen beiden Ländern kam es bis 1995 zu insgesamt 17 erfaßten Epidemien mit teilweise sehr hohen Erkrankungszahlen (Lisle & Rose 1995; Kramer et al. 1996).

In Deutschland sind Trinkwasserepidemien durch Cryptosporidien bisher nicht bekannt geworden (Wagner und Kimmig 1992). Deutliche Hinweise auf einen ersten Giardien-Ausbruch fanden sich im

Jahr 2000 in einer Gemeinde in Rheinland-Pfalz (Gornik et al. 2001). Eine epidemiologische Untersuchung konnte inzwischen diesen Verdacht bestätigen (Kistemann, in Vorbereitung). Beide Parasiten sind in deutschen Oberflächenwässern weit verbreitet. In einer wiederholten Untersuchung von sechs derartigen Wasserressourcen waren 75,3 % der Proben parasitologisch positiv (Karanis et al. 1996). In einer anderen Untersuchung waren 96% der untersuchten Oberflächenwässer hinsichtlich *Cryptosporidien* positiv (Exner und Gornik 1991).

Epidemischen Ausbrüchen lagen stets höhergradige Kontaminationen des Trinkwassers zugrunde. Diese waren bei Giardien darauf zurückzuführen, daß das in deutschen Oberflächenwasserwerken übliche Multibarrieren-Konzept der Wasseraufbereitung (ein- oder mehrstufige Filtration, zusätzlich in der Regel Desinfektion) nicht umgesetzt war (Karanis et al. 1993). Im Gegensatz dazu standen Cryptosporidiose-Ausbrüche mit starken Verunreinigungen des Oberflächenwassers in Zusammenhang, die das Aufbereitungssystem durchbrachen (Rose & Botzenhart 1990).

Mehr als 40 Säugetiere sind inzwischen bekannt, welche dem Parasiten *Cryptosporidium parvum* als Wirt dienen können. Neben dem Menschen konnten auch Haustiere (Katze, Hund), Nutztiere (Rind, Schwein) und wildlebende Tiere (Rehe, Fuchs etc.) als Erregerreservoir identifiziert werden. Besonders Kälber gelten als bedeutende Infektionsquelle, da diese große Mengen an Oocysten ausscheiden. Untersuchungen ergaben eine Befallshäufigkeit von 14% bei klinisch gesunden Kälbern und eine Infektionsrate von 40-61% bei Tieren mit Durchfallerkrankungen. Dabei beträgt die Zahl der ausgeschiedenen Oozysten rund 5 Millionen pro Gramm Kot. Oocysten, die vom Menschen ausgeschieden werden, sind für viele Säugetiere infektiös und umgekehrt (Exner & Gornik 1991).

Nach vorhandenen Erkenntnissen erfolgt die Kontamination der Fließgewässer mit Giardien vor allem über die Einleitung geklärter und ungeklärter Abwässer, mit Cryptosporidien vor allem durch flächenhafte Abschwemmungen von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Hier spielt auch die Gülleaufbringung eine wesentliche Rolle, besonders wenn sie aus Kälbermastbetrieben stammt. Darüber hinaus leben viele Wildtiere in unmittelbarer Nähe von Gewässern oder in direktem Kontakt mit dem Wasser, wie Biber und Bisamratten. Der Eintrag von Cryptosporidien in die Gewässer wird zum einen durch das breite Wirtsspektrum und die große Anzahl an ausgeschiedenen Dauerstadien ermöglicht, zum anderen spielt die Resistenz der Parasiten gegenüber Umwelteinflüssen eine große Rolle. Im Rahmen dieses Projektes waren die Parasiten nicht wegen einer Trinkwassernutzung des Gewässers, als vielmehr wegen der vielfältigen übrigen möglichen infektionsrelevanten Nutzungen interessant, denen ein Gewässer wie der Swistbach dienen kann, Baden, spielende Kinder und Bewässerung von Sonderkulturen etc.. Viele dieser Nutzungen finden ohne eine offizielle Ausweisung der Gewäs-

serabschnitte für diesen Zweck statt. Trotzdem konnten entsprechende Aktivitäten oder ihre Spuren bei Begehungen des Gewässers vor Ort festgestellt werden (3.1.3.8 und 3.1.3.9), und spielen somit für die Bewertung der Wasserqualität eine Rolle.

An den Probenahmestellen am Swistbach gelang in 73 % der Proben der Nachweis von *Cryptosporidium*-Oocysten. Die Negativ-Befunde verteilten sich auf alle Probestellen am Gewässer. Die mit zunehmender Fließstrecke im Median leicht ansteigenden Werte lassen aufgrund der durchgeführten Probenanzahl pro Stelle allerdings keine Trend-interpretation zu. Im Schiefelsbach wurden Cryptosporidien in drei von vier Proben und im Wallbach in zwei von vier Proben nachgewiesen.

Die höchsten *Cryptosporidium*-Werte wurden an den Stellen P09 Swist, oberhalb Heimerzheim, und P10 Swist, unterhalb Kläranlage Heimerzheim mit 28 bzw. 22 Oocysten/100 L. gemessen. 19 Oocysten/100 L. wurden außerdem noch je einmal im Swistbach unterhalb der Kläranlage Miel und im Schiefelsbach unterhalb der Kläranlage Loch gemessen.

In 90 % der Proben am Swistbach konnten Cysten von *Giardia lamblia* nachgewiesen werden. Die Negativ-Befunde waren alle an den beiden obersten Probestellen (P01 und P03). In diesen Bereichen lagen auch die messbaren Konzentrationen deutlich niedriger als im restlichen Gewässerverlauf. Im Verlauf des Swistbaches nimmt die Konzentration der *Giardia*-Cysten deutlich zu.

Am Schiefelsbach und am Wallbach konnte *Giardia* in allen Proben nachgewiesen werden.

Die Nachweisfrequenz der beiden untersuchten Parasiten liegt in der Größenordnung vergleichbarer Untersuchungen. Hinsichtlich der Häufigkeit des Cryptosporidien-Nachweises liegen die drei beprobten Bäche in der gleichen Größenordnung, wie die Gewässer, die im Auftrag des MURL im Rahmen der „Untersuchungen zur mikrobiellen Belastung von Talsperrenzuläufen und Siedlungsabwässern“ (Talsperrenprojekt, 1996-98) untersucht wurden. Die Häufigkeit des Nachweises von *Giardia*-Cysten liegt über den Häufigkeiten der damals untersuchten Bäche.

Hinsichtlich der gemessenen Konzentrationen liegen die hier untersuchten Gewässer im Median bei den Cryptosporidien etwas über den Werten der Gewässer aus dem "Talsperrenprojekt". Die Mediane der *Giardia*-Konzentrationen liegen allerdings deutlich über denen der vorherigen Untersuchungen: Im "Talsperrenprojekt" lagen die Mediane für *Giardia* zwischen 0 und 1,5, in den vorliegenden Untersuchungen zwischen 1,5 und 71,2 Cysten/100 L. Diese Spanne übertrifft die von Ong et al.(1996) für Giardien genannten Werte von 0,5 bis 34 Cysten/100 L. in Bächen ohne Einleitungen. Dieses Beispiel, wie auch die Tatsache, daß die Konzentrationen von Parasiten bei den Cryptosporidien gelegentlich und bei *Giardia* nahezu immer deutlich über denen der zuvor untersuchten Trinkwasser-

Talsperren-Zuläufe liegen, zeigt den offenbar schlechteren Schutz des Swistbaches und seiner Zuflüsse vor diesen Organismen.

Da Cryptosporidien nicht regelmäßig nachgewiesen werden konnten, erfolgt deren Eintrag im Untersuchungsgebiet offensichtlich nur sporadisch. In der Aue des Swistbaches ab der Probenahmestelle P01 existiert so gut wie kein Wald mehr, und so ist in diesem Bereich auch von einem Eintrag durch Wild in den Bach nicht auszugehen. Und die überwiegend ackerbauliche Nutzung der an den Swistbach angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen verhindert ebenfalls den regelmäßigen Eintrag von Cryptosporidien aus Viehbeständen. Hier wäre ein Eintrag allenfalls durch Abschwemmung von Wirtschaftsdünger (Gülle) möglich, die aber im Feld nicht beobachtet werden konnte.

Dagegen ist der Einfluß von Nutztieren in den ackerbaulich ungünstigeren Bereichen an den Oberläufen der Gewässer des Untersuchungsgebietes offensichtlich. Im Oberlauf des Swistbaches grenzen ausgedehnte (Pferde-) Weiden direkt an den Uferstreifen an, und am Schiefelsbach haben Rinder sowohl im Oberlauf, als auch im Bereich der Kläranlage Loch freien Zugang zum Gewässer (Fotos 7 und 8). Eine weitere mögliche Eintragsquelle für Cryptosporidien stellt am Schiefelsbach außerdem das oberhalb von P04 gelegene Damwildgatter dar, welches den Tieren ebenfalls direkten Zutritt zum Gewässer gewährt (Foto 9).

Das regelmäßige Vorhandensein von *Giardia*-Cysten im Mittel- und Unterlauf des Swistbaches und deren Zunahme über die untersuchte Fließstrecke läßt sich durch die Tatsache, daß in den Kläranlagenausläufen Cysten von *Giardia lamblia* nahezu immer nachgewiesen werden konnten, erklären. Der gelegentliche Nachweis von *Giardia*-Cysten bereits im Oberlauf des Swistbaches deutet auf einen diskontinuierlichen Eintrag aus menschlichen



Foto 7: Viehtritt im Oberlauf des Schiefelsbaches oberhalb Probestelle P04



Foto 8: Viehtränkestelle an der Kläranlage Loch

oder tierischen Fäkalien hin. Eine mögliche Quelle für menschliche Fäkalien ist eine im Quellbereich des Swistbaches liegende Ferienhaussiedlung. Eine direkte Einleitung in das Gewässer konnte allerdings nicht festgestellt werden. Die oben bereits genannten ausgedehnten Weiden im Oberlauf der Swist liefern vor dem Hintergrund der Ausführungen von Kuczynska E.



Foto 9: Damwildgehege oberhalb der Probestelle P04

& Shelton D.R. (1999) einen weiteren Erklärungsansatz für die Parasitennachweise, da sie belegen, daß *Cryptosporidium sp.* neben Rindern auch von Pferden, Schweinen und Schafen ausgeschieden werden können. Ong et al. (1996) belegen darüber hinaus, daß vor allem in Kalbungszeiten *Giardia lamblia* von Rindern ausgeschieden werden kann. Auch am Schiefelsbach macht sich der Einfluß der Kläranlage Loch durch höhere *Giardia*-Konzentration unterhalb der Kläranlage deutlich bemerkbar.

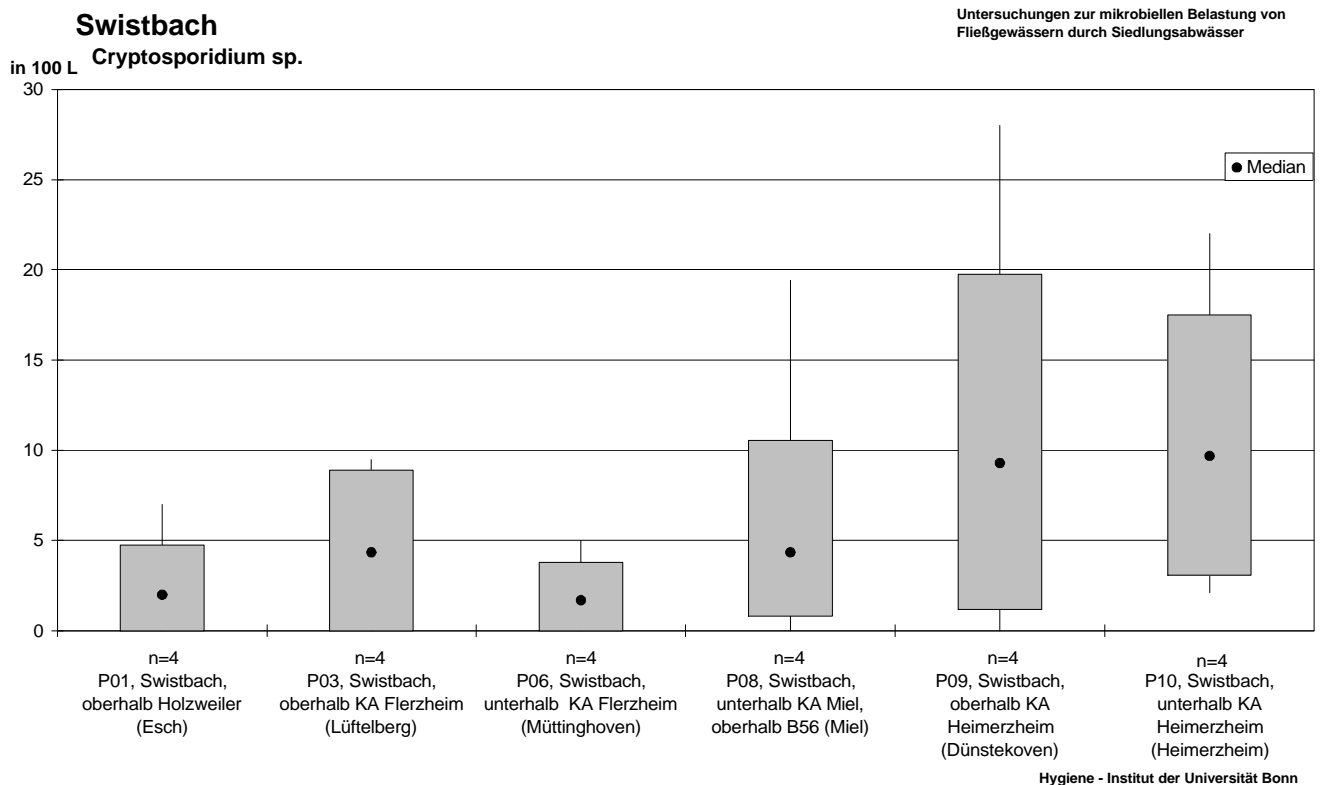


Abb. 20: Zusammenfassung der Cryptosporidien-Untersuchungen am Swistbach

Die im Wallbach gefundenen Parasiten-Konzentrationen sind vollständig durch die von der Kläranlage Rheinbach abgegebenen Cysten zu erklären, da der Kläranlagenablauf den Hauptanteil der Wassermenge des Baches beisteuert.

Ebenso wie andere Partikel unterliegen auch die Parasitendauerformen im Gewässer einer Verdünnung und -vor allem in lenitischen Bereichen- der Sedimentation. Genauso läßt sich aber bei Hochwasserereignissen auch eine Remobilisierung der Dauerformen aus dem Sediment feststellen. Da die Parasitendauerformen bei den im Gewässersediment gegebenen Temperaturen darüber hinaus bis zu über einem Jahr lebensfähig sein können (Tagliareni & Ecker 1997, Medema et al. 1997), besteht durchaus die Gefahr, daß ein großer Teil der aus den Kläranlagen ständig in das Gewässer eingetragenen Oocysten und Cysten zeitversetzt, dafür aber in konzentrierten Schüben, weiter bachabwärts gelegene Bereiche erreicht und sich in lenitischen Arealen wieder absetzt. Bedeutsam ist in diesem Zusammenhang auch, daß der Kontakt mit Fäzes offenbar die Überlebensfähigkeit der sporadisch eingetragenen *Cryptosporidien* erhöht (Robertson et al. 1992). Gerade lenitische, also ruhigere Bereiche am Bach, stellen nach Feldbeobachtungen sowohl bevorzugte Spielplätze für Kinder dar, als auch gerne genutzte Möglichkeiten für Landwirte, Tankwagen mit Beregnungswasser zu füllen.

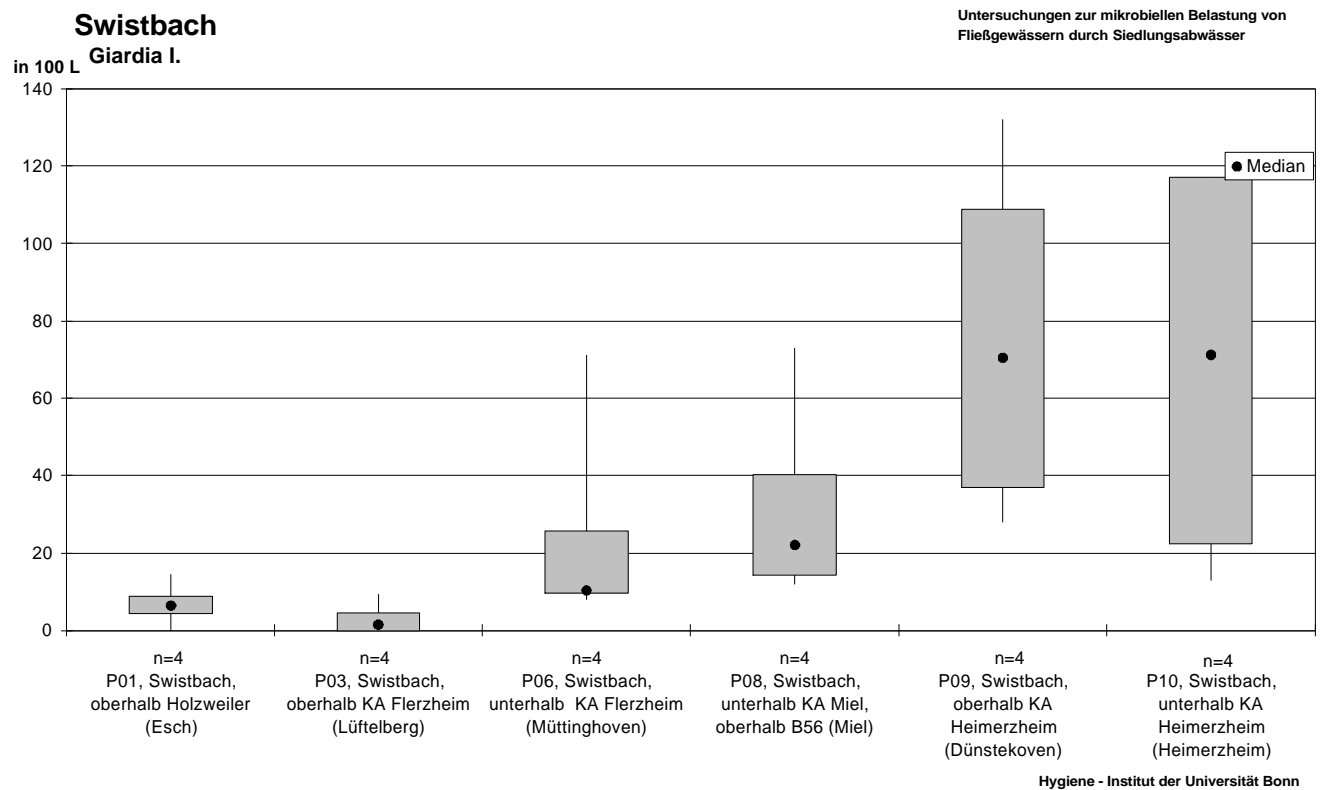


Abb. 21: Zusammenfassung der *Giardia*-Untersuchungen am Swistbach

In den zur Zeit gültigen Verordnungen existieren keine Grenz- oder Richtwerte für im Wasser enthaltene Parasitendauerformen. Medema et al. (1997) beschreiben allerdings für die Aufnahme einer einzigen *Giardia*-Cyste bereits eine Infektionswahrscheinlichkeit von 2%. Die Aufnahme einer einzigen Oocysten von *Cryptosporidium* bewirkt nach diesen Angaben eine Infektionswahrscheinlichkeit von 0,4%. Zieht man zusätzlich noch den von Haas & Rose (1995) vorgeschlagenen "Action-level"

für *Cryptosporidium* von 10-30 Oocysten/100L. im Trinkwasser in Betracht, so erscheint die Nutzung des Swistbaches ab dem Bereich der Probenahmestelle P08 (oberhalb Kläranlage Miel) für Bade- und Spielzwecke und für die Bewässerung von Obstkulturen aus hygienisch-medizinischer Sicht zumindest zeitweise bedenklich.

4.2.3 Statistische Beziehungen der untersuchten Parameter

Um die statistischen Beziehungen der bei den Fließgewässerproben untersuchten physikalischen, chemischen, bakteriologischen und parasitologischen Parameter zu untersuchen, wurden lineare Einfachkorrelationen⁶ durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Tab. 11 zusammengestellt.

Die physikalischen und chemischen Parameter korrelierten in erwarteter Weise signifikant miteinander: Sauerstoffgehalt mit Temperatur ($r_{xy} = -0,48$) sowie pH-Wert (0,67), Trübung mit abfiltrierbaren Stoffen (0,54) sowie Kjeldahl-Stickstoff (0,61).

Cryptosporidien- und Giardien-Konzentrationen korrelierten nicht signifikant miteinander (0,27).

Bei den bakteriologischen Parametern fanden sich signifikante statistische Zusammenhänge zwischen *Campylobacter* und KBE 20°C (0,83), KBE 36°C (0,67), *E.coli* (0,67), Coliformen (0,88) sowie Fäkalstreptokokken (0,49). Die Fäkalindikatoren *E. coli*, Coliforme und Fäkalstreptokokken korrelierten ebenfalls signifikant miteinander (0,46-0,73), nicht jedoch Clostridien. Die Koloniezahlen wiesen nur miteinander eine signifikante Korrelation auf (0,81), nicht aber mit den Fäkalindikatoren.

Von den physiko-chemischen Parametern wies die Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe die deutlichsten statistischen Zusammenhänge zu den bakteriologischen Parametern auf: *E. coli* (0,64), Coliforme (0,93), Fäkalstreptokokken (0,69), *Campylobacter* (0,94). Schwächere Zusammenhänge zu die-

⁶ In den durchgeführten Korrelationsanalysen wurde als Maß für die Stärke des Zusammenhangs zwischen den untersuchten Parametern der sog. Pearson'sche Produktmoment-Korrelationskoeffizient (r_{xy}) gewählt, welcher der bezüglich der Standardabweichungen der beiden Variablen normierten Kovarianz entspricht.

Da die Parametersätze an verschiedenen Probenahmestellen gewonnen wurden, ist der Effekt der sog. Inhomogenitätskorrelation nicht auszuschließen (Sachs 1997), wurde jedoch in Kauf genommen, da alle Proben aus einem zusammenhängenden Gewässernetz stammen und die Probenzahl einzelner Probenahmestellen für eine sinnvolle Korrelationsanalyse zu gering wäre. Wenn eine rein formal bedingte Korrelation ausgeschlossen werden kann, verbleibt zur Erklärung gefundener funktionaler Zusammenhänge neben der Kausalität die sog. Gemeinsamkeitskorrelation, welche auf eine gemeinsame Basis der korrelierten Variablen hinweist (Sachs 1997). Diesem Aspekt ist bei den vorliegenden Analysen große Bedeutung beizumessen.

Zur Bewertung: Die Stärke eines linearen Zusammenhanges ist umso größer, je näher der Betrag von r_{xy} bei 1 liegt. Bei der Beurteilung der gefundenen Korrelationen wurde, in Analogie zu vergleichbaren, auf Felddaten basierenden Untersuchungen, für $r > 0,70$ ein starker Zusammenhang angenommen. Anhand der bei Bahrenberg (1990) angegebenen Signifikanzniveaus ist es darüber hinaus möglich, für die betrachteten Fallzahlen Grenzen zu berechnen, ab denen der beobachtete Zusammenhang als signifikant angesehen werden darf. Diese Grenzen sind:

Irrtumswahrscheinlichkeit 1%, 10 Proben: 0,76; 31 Proben: 0,46; 40 Proben: 0,40

Irrtumswahrscheinlichkeit 5%, 10 Proben: 0,63; 31 Proben: 0,36

sen Parametern konnten für Trübung und elektrische Leitfähigkeit gefunden werden. Die Koloniezahlen korrelierten lediglich mit der Wassertemperatur (0,44 bzw. 0,41). PH-Wert, CSB, Kjeldahl-Stickstoff (bis auf Fäkalstreptokokken: 0,50) und Sauerstoffgehalt wiesen keine deutlichen Zusammenhänge zu den bakteriologischen und parasitologischen Parametern auf.

Tab. 11: Lineare Einfachkorrelationen untersuchter Parameter (Gewässerproben)

N=31	Giard	Crypt	KBE20	KBE36	E coli MPN	Coli-forme MPN	Fäkalstrep	Clostr	Camp	Durchfluß	Temp	Trüb	abf Stoffe	pH	el Leitf	CSB	Kjeldahl-N
Cryptosporidien	0,27																
KBE20	-0,20	-0,03															
KBE36	-0,16	0,03	0,81														
Ecoli MPN	0,64	0,43	-0,05	-0,11													
Coliforme MPN	0,29	0,23	-0,04	-0,05	0,71												
Fäkalstreptok.	0,33	0,29	0,14	0,13	0,46	0,73											
Clostridien	0,57	0,30	-0,26	-0,17	0,33	0,10	-0,02										
Campylobacter	-0,04	-0,13	0,83	0,67	0,67	0,88	0,49	-0,17									
Durchfluß	0,40	-0,41	-0,20	-0,21	0,09	-0,11	-0,17	0,43	-0,26								
Temperatur	-0,10	0,25	0,44	0,41	0,06	0,22	0,29	0,07	0,24	-0,27							
Trübung	0,27	0,22	-0,07	-0,03	0,24	0,57	0,91	-0,11	0,39	-0,19	0,14						
abf Stoffe	0,26	0,13	0,03	-0,01	0,64	0,93	0,69	0,00	0,94	-0,23	0,25	0,54					
pH	-0,05	0,13	0,02	0,18	-0,09	-0,04	-0,11	0,26	-0,02	-0,02	0,04	-0,14	-0,02				
el Leitfähigkeit	-0,30	0,10	0,16	0,28	-0,41	-0,45	-0,45	0,19	-0,36	-0,14	0,07	-0,41	-0,46	0,38			
CSB	-0,19	-0,12	-0,09	-0,02	-0,03	0,22	0,23	-0,25	0,16	-0,04	0,21	0,37	0,22	-0,22	-0,17		
Kjeldahl-N	0,15	0,17	-0,22	-0,12	0,21	0,39	0,50	-0,10	0,24	-0,08	-0,09	0,61	0,34	-0,10	-0,20	0,41	
Sauerstoff	0,10	-0,23	-0,15	0,06	-0,27	-0,33	-0,31	0,11	-0,24	0,35	-0,48	-0,20	-0,30	0,67	0,21	-0,31	-0,11

fett: statistisch signifikante Korrelationen (Irrtumswahrscheinlichkeit = 1%)

Cryptosporidien wiesen zu keinem der untersuchten physiko-chemischen und bakteriologischen Parameter eine starke statistische Korrelation auf, Giardien dagegen zu E. coli (0,64) und Clostridien (0,57). Von den physikalischen und chemischen Parametern korrelierten Cryptosporidien und Giardien lediglich mit dem vor Ort gemessenen Durchfluss in nennenswertem Umfang, und zwar gegenläufig (0,40 bzw. -0,41). Darüber hinaus wies der Durchfluss nur zu Clostridien noch einen mäßigen Zusammenhang auf (0,43).

Zusammenfassend können auf der Grundlage der einfachen Korrelationsbestimmungen der Gewässerparameter folgende Feststellungen getroffen werden:

- Die untersuchten Parasiten wiesen untereinander keinen statistischen Zusammenhang auf; dies deutet auf eine im wesentlichen unterschiedliche Herkunft von Cryptosporidien (Nutz- und

Wildtiere) und Giardien (Siedlungsabwässer) hin.⁷ In gleicher Weise kann auch der gegenläufige Zusammenhang der beiden Parasiten mit dem Gewässerdurchfluß interpretiert werden, der ganz wesentlich von den Kläranlageneinleitungen bestimmt wird: Hoher (kläranlagenbürtiger) Durchfluß führt zu erhöhten Giardia-Frachten und zu verdünnten Cryptosporidium-Frachten.

- Die in Diskussion stehende Eignung von Clostridien als Indikator parasitärer Belastung kann nur für Giardien bestätigt werden, nicht aber für Cryptosporidien. Die Beziehung von Clostridien zum Durchfluß entspricht derjenigen von Giardien zu diesem Parameter. Bei der Interpretation des Indikators Clostridien muß offensichtlich die gewässerspezifische hydraulische und Belastungssituation stets berücksichtigt werden.
- Die bakteriologischen Fäkalindikatoren wiesen untereinander starke Zusammenhänge auf.
- Der Parameter Campylobacter wies (bis auf Clostridien) zu allen untersuchten bakteriologischen Parametern signifikante Korrelationen auf.
- Die Konzentration abfiltrierbarer Stoffe, mit Einschränkungen auch Trübung und elektrische Leitfähigkeit stellen am untersuchten Gewässersystem mit hohem Eintrag gereinigter Siedlungsabwässer brauchbare physiko-chemische Indikatoren für fäkale Belastung dar.

4.3 Hygienisch-mikrobielle Belastung der Kläranlagenzu- und Abläufe

4.3.1 Bakterielle Belastung

Für die Einleitung von Abwässern in Oberflächengewässer bestehen in Deutschland hinsichtlich der bakteriellen Belastung keine Grenzwerte oder Auflagen. Humanpathogene Krankheitserreger werden weder in § 7a des Wasserhaushaltsgesetzes („Anforderungen an das Einleiten von Abwasser“) noch in den dazugehörigen Abwasserverwaltungsvorschriften bzw. Anhängen als Gefährlichkeitsmerkmale genannt (Giesecke et al. 1992). Auch eine Verpflichtung zur Desinfektion der eingeleiteten Wässer, wie beispielsweise in den USA, existiert bei uns nur für bestimmte Teilbereiche (Krankenhäuser, etc.) (Popp et al. 1993).

Im kommunalen Rohabwasser sind neben den organischen und anorganischen Abwasserinhaltsstoffen jedoch auch Mikroorganismen enthalten, die aus menschlichen und tierischen Exkrementen stammen und übertragbare Krankheiten verursachen können.

Konventionelle Abwasserklärverfahren eliminieren Krankheitserreger zwar erheblich, aber dennoch nur unvollständig aus dem Abwasser. Da Bakterien innerhalb von Kläranlagenbecken sehr günstige

⁷ Dies deckt sich mit unseren Ergebnissen aus dem Talsperrenprojekt (1996-1998).

Lebensbedingungen antreffen (großes Nährstoffangebot, gute Sauerstoffversorgung in der Belebung, etc.) und das Aufwachsen abbauender Bakterien innerhalb der Belebung auch erwünscht ist, sind in Kläranlagenabläufen regelmäßig hohe Bakterienkonzentrationen zu erwarten. Die mechanisch-biologische Abwasserreinigung, welche üblicherweise aus mechanischer Reinigung, biologischer Stufe und Sedimentation als Nachklärung besteht, vermag bei ordnungsgemäßem Betrieb in der Regel Gesamtkeimgehalte von z. B. 10^8 KBE/ml um ein bis zwei Zehnerpotenzen zu senken. Fäkalcoliforme Bakterien können in Kläranlagenabläufen im Durchschnitt immer in Konzentrationen von 10^4 - 10^6 KBE/100ml nachgewiesen werden (Schleypen 1993).

Steuer (1982) konnte in einer Untersuchung von 5 Kläranlagen (verschiedene Probenahmestellen in der Kläranlage und nach dem Einlauf in den Vorfluter) folgende Belastungen nachweisen:

- ca. 10^5 - 10^6 koloniebildende Einheiten (KBE) *E. coli*/ml geklärtem Abwasser (Maximalwerte),
- ca. 10^4 - 10^6 KBE *Streptococcus faecalis*/ml geklärtem Abwasser (Maximalwerte),
- in 56% - 78% der Ablaufproben waren Salmonellen nachweisbar.

Es konnten keine statistisch gesicherten Zusammenhänge zwischen saisonalen Einflüssen und Menge und Art der nachgewiesenen Bakterien gefunden werden.

In den untersuchten Kläranlagen am Swistbach wurden im Zulauf der Anlagen durchschnittlich *E. coli* in Konzentrationen von 10^5 - 10^6 KBE/100ml sowie Coliforme mit 10^7 - 10^8 KBE/100 ml und Fäkalstreptokokken mit 10^6 - 10^7 KBE/100 ml gefunden. Die Zahl der sulfitreduzierenden Anaerobier liegt mit 10^4 - 10^5 KBE/100 ml eine log-Stufe niedriger, wobei aber der Median der Kläranlage Heimerzheim mit $3,5 \times 10^5$ deutlich höher liegt als bei den anderen untersuchten Kläranlagen (4×10^4 - 1×10^5 KBE/100ml). Besondere Auffälligkeiten wurden nicht festgestellt. Es handelt sich also bei den untersuchten Kläranlagen um Betriebe, die durchschnittlich stark belastet werden.

Die Reduzierung von Bakterien- und Coliphagenkonzentrationen auf der 17 km langen Fließstrecke eines Klärwerksableiters wurde von Körner u.a. (1995) untersucht. Auf der gesamten Fließstrecke kam es zu einer Eliminierung von *E. coli*, Fäkalstreptokokken, Salmonellen, Clostridien und Coliphagen um durchschnittlich 1- 2 log-Stufen, die hauptsächlich auf Sedimentation im Flußbett und Adsorption an Pflanzen beruhte, da es auf der Strecke keine größeren Einleitungen gab und somit Verdünnungseffekte ausgeschlossen werden konnten. Trotz der Fließstrecke und der damit verbundenen Reduktion der mikrobiellen Belastung wurden die Grenzwerte der EU-Richtlinie für Badegewässer nicht eingehalten. Der Nachweis von Yersinien im Abwasser einer Kläranlage (Ruhle et al. 1990) ergab eine durchschnittliche Eliminierungsrate von 2,54 log-Stufen (entspricht einer Reduktion um 99,72%). Im Ablauf der Nachklärung konnten maximal 6×10^3 KBE/100 ml nachgewiesen werden.

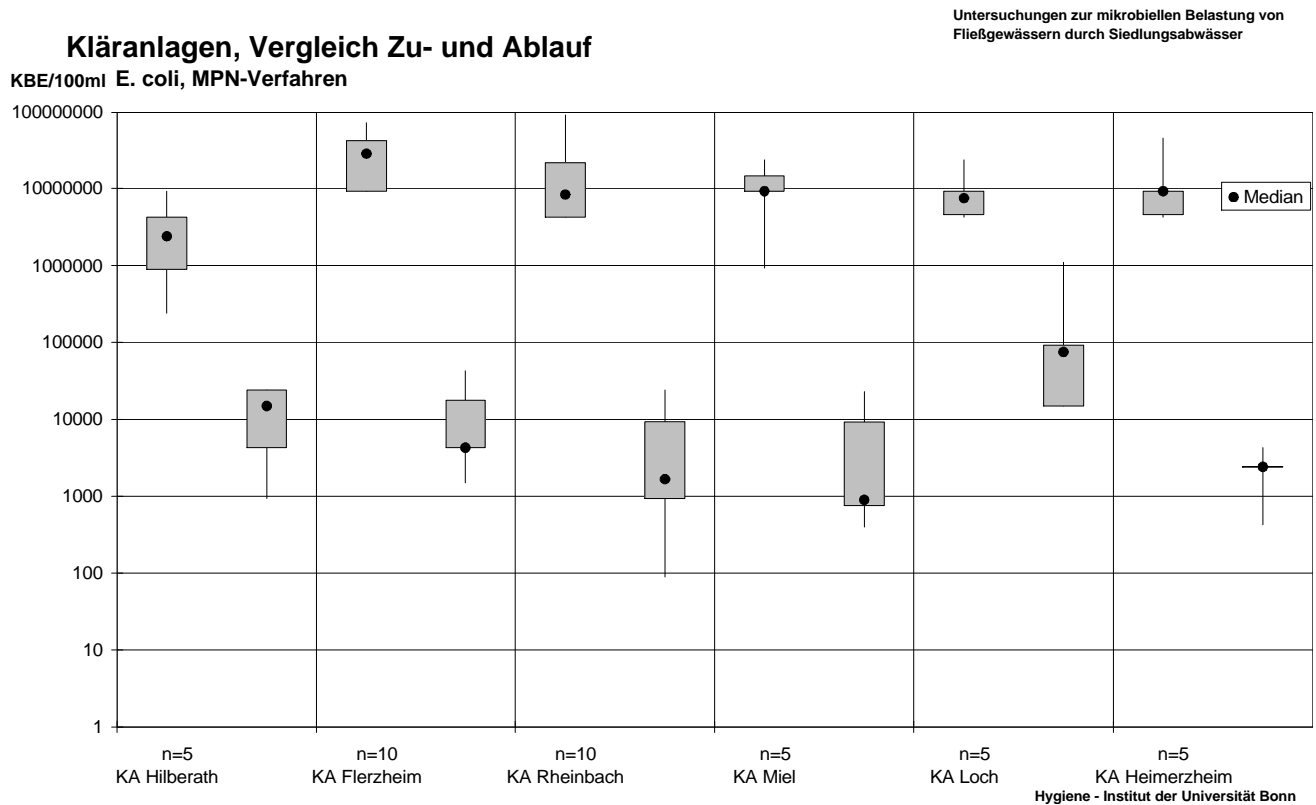


Abb. 22: Vergleich der *E.coli*-Konzentrationen in den Zu- und Abläufen der untersuchten Kläranlagen

Im Ablauf der untersuchten Kläranlagen am Swistbach konnten bis zu 1×10^3 KBE/100 ml Yersinien nachgewiesen werden. Im Ablauf der Kläranlage Loch wurden am 17.1.2000 jedoch einmalig 1×10^4 KBE/100 ml gefunden. Sulfitreduzierende Anaerobier wurden in Konzentrationen von $10^2 - 10^3$ KBE/100 ml im Ablauf nachgewiesen. Dies entspricht einer durchschnittlichen Reduktion von 1,55 (Kläranlage Loch) bis zu 3,1 log-Stufen (Kläranlage Rheinbach). Fäkalstreptokokken konnten in den Abläufen der Kläranlagen in Konzentrationen von $10^2 - 10^3$ KBE/100 ml nachgewiesen werden. Die Reduktion betrug 1,75 (Kläranlage Loch) bis 2,7 log-Stufen (Kläranlage Miel). Die höchsten Bakterienkonzentration wiesen die coliformen Bakterien mit $10^3 - 10^5$ KBE/100 ml auf. Hier wurden Reduktionsleistungen von 1,2 (Kläranlage Loch) bis 2,65 log-Stufen (Kläranlage Rheinbach) ermittelt. *E. coli* wurde im Abfluß der Kläranlagen mit Konzentrationen von $10^3 - 10^4$ KBE/100 ml nachgewiesen und es wurde damit eine Reduktion um 1,5 (Kläranlage Loch) bis 3 log-Stufen (Kläranlage Rheinbach/Kläranlage Flerzheim) erreicht. Die Reduktionsleistung der Kläranlagen entspricht also den durchschnittlich bekannten Werten, wobei die Kläranlagen in Flerzheim und Rheinbach immer die höchsten Leistungen zeigten und i. d. R. überdurchschnittliche Reduktionsleistungen erbrachten. Diese beiden Kläranlagen sind mit einer Flockungsfiltration am Ende des Reinigungsprozesses ausgestattet (Abb. 4). Hierdurch wird die Bakterienbelastung des Abwasser weiter gesenkt als in den kleinsten Kläranlagen in Loch und Hilberath. Diese kleinen Anlagen betreiben in einer Kompaktanlage die biologische Reinigung (Abb. 7) und geben danach das gereinigte Abwasser direkt an den Bach

ab. In diesem Wasser fanden sich die höchsten Bakterienkonzentrationen der gereinigten Abwässer und somit die geringste Reduktion. Zum einen findet in diesen Anlagen keine Flockung und damit Elimination der gebundenen Bakterien statt, zum anderen ist die Verweildauer des Abwassers in der Kläranlage in Loch mit 25 Stunden nur sehr kurz, so daß eine natürliche Reduktion durch Absterben der Bakterien in der Kläranlage nicht stattfindet.

Wie Calderon et al. (1991) beschrieben, konnte auch im Forschungsprojekt gezeigt werden, daß Abwassereinleitungen einen erheblichen Anteil der Belastung der Oberflächengewässer mit humanpathogenen Bakterien verursachen können. Zumindest für die Fäkalbakterien ist aber ein längeres Überleben oder eine Vermehrung im Fließgewässer aufgrund der niedrigeren Temperaturen und des geringeren Nährstoffangebots kaum möglich (Popp, 1993). Darüber hinaus kommt es im Gewässer zu einer Verdünnung der eingeleiteten Bakterien. Am Swistbach verteilen sich die Einleitungen über den gesamten Verlauf. Eine Verdünnung der eingeleiteten Bakterien wird aus diesem Grund nicht erreicht werden können. Die mikrobiologische Belastung des Baches kann also vor allem dadurch verringert werden, daß die Einleiter eine entsprechend gute mikrobiologische Wasserqualität vorweisen, zumindest aber keine Aufstockung der Konzentration an Fäkalbakterien verursachen.

Legt man die mikrobiologische Güteklassifizierung nach Popp (1993) zu Grunde, beträgt die Wassergüte des Swistbaches II – III bis zur Probenahmestelle unterhalb der Kläranlage Miel (P08), im weiteren Verlauf dann nur noch III. Die mikrobiologische Wassergüte der Kläranlagen ist II für die Kläranlagen Rheinbach, Flerzheim, Miel und Heimerzheim, II – III für Loch und III für Hilberath (Abb. 23). Die Kläranlage Hilberath liegt am Pläzer Bach, der in den Altendorfer Bach mündet, welcher in den Swistbach fließt. Das eingeleitete gereinigte Abwasser legt eine Strecke von ca. 8 km zurück, bevor es in den Swistbach gelangt. Auf dieser Strecke findet eine natürliche Reduktion der Bakterien statt. Der Swistbach hat eine mikrobiologische Wassergüte von II – III sowohl vor als auch nach dem Zufluß des Altendorfer Baches. Eine Verschlechterung der Wassergüte des Swistbaches durch die Kläranlage Hilberath findet also nicht statt. Unklar ist jedoch die Situation im Pläzer Bach. Hier ist durchaus mit einer Verschlechterung der Wassergüte nach dem Zulauf des gereinigten Abwassers der Kläranlage Hilberath zu rechnen, wurde jedoch nicht untersucht.

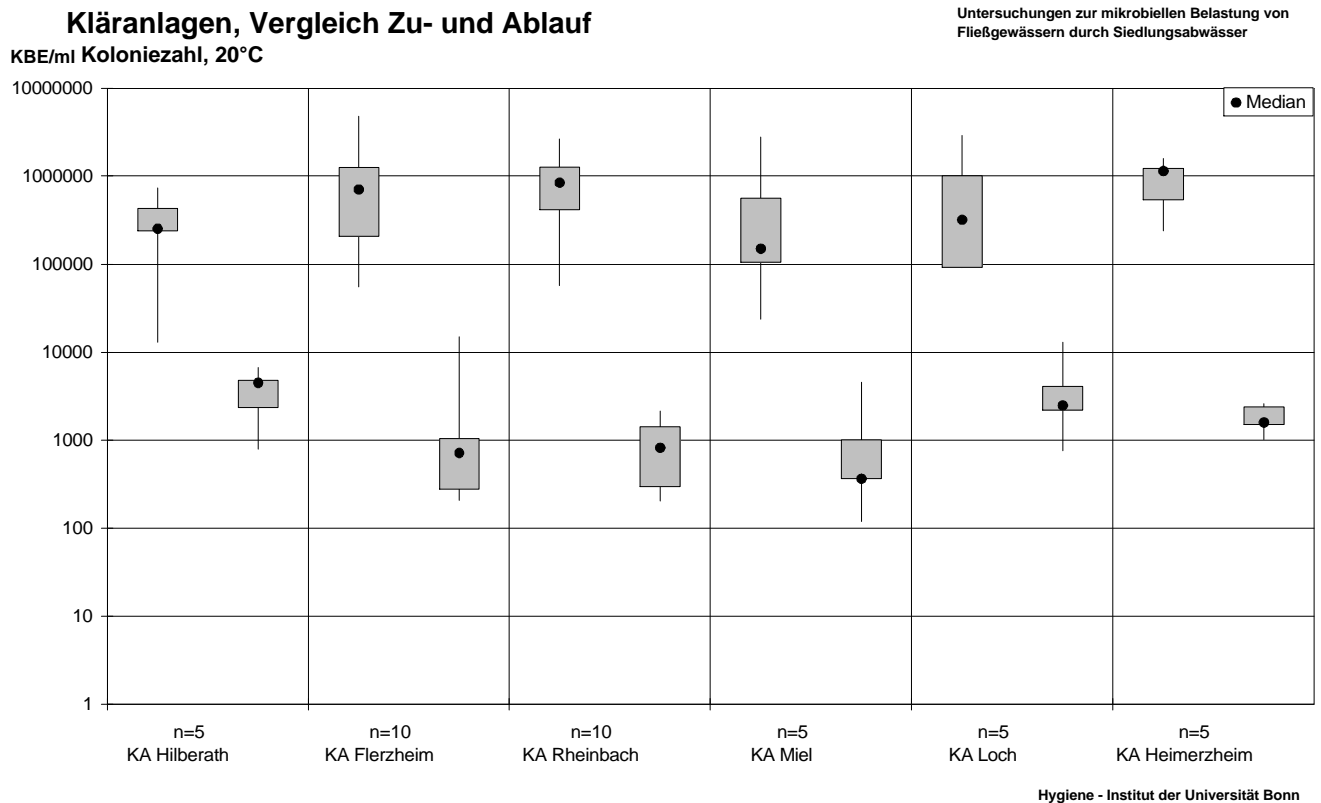


Abb. 23: Koloniezahlen bei 20°C in den Zu- und Abläufen der untersuchten Kläranlagen

Die Kläranlage Loch gibt das gereinigte Abwasser an den Schiefelsbach ab. Dieser fließt in den Ohrbach, der in den Jungbach übergeht, welcher in den Swistbach mündet. Ca. 500 m vor dieser Mündungsstelle befindet sich die Probenahmestelle P08. An dieser Stelle beträgt die mikrobiologische Wassergüte des Swistbaches II – III. Die Wassergüte des gereinigten Abwassers der Kläranlage Loch beträgt ebenfalls II – III und ist damit gleichwertig. Damit wird das Wasser des Swistbaches von der Kläranlage Loch ebenfalls in seiner mikrobiologischen Qualität nicht negativ beeinflusst.

Die Kläranlagen Rheinbach, Flerzheim, Miel und Heimerzheim geben gereinigtes Abwasser in den Swistbach bzw. seine Nebengewässer, mit einer mikrobiologischen Wasserqualität von II ab. Damit liegt die Qualität des gereinigten Abwasser mikrobiologisch höher, als die des Swistbaches.

Hieraus folgt, daß die die bakteriologische Wasserqualität des Swistbaches durch die Einleitungen aus den sechs untersuchten Kläranlagen nicht verschlechtert (aber auch nicht verbessert) wird. Vielmehr sind Ursachen im Einzugsgebiet des Swistbaches ausfindig zu machen, die eine starke mikrobiologische Belastung des Wasser verursachen.

Sinnvoll sind Maßnahmen zur Verringerung der mikrobiellen Belastung des Kläranlagenwassers aber im Hinblick auf humanpathogene Krankheitserreger, die mit den Fäkalien in die Kläranlage gelangen (vgl. Mascher 1998). Eine Reduktion von 1,5 – 3 log-Stufen auf $10^3 - 10^4$ KBE/100 ml *E.coli* im gereinigten Abwasser ist zwar eine Eliminierung um 90 – 99,9 %, bedeutet aber immer noch, daß in je-

dem Milliliter dieses Wassers 10 *E. coli* zu finden sind. Mittlerweile ist bekannt, daß es hochpathogene *E. coli* –Stämme (z.B. EHEC) gibt, die Infektionen schon durch Aufnahme geringer Konzentrationen verursachen (Robert Koch-Institut 1997). Verringert sich die Bakterienkonzentration im gereinigten Abwasser, verringert sich auch das Risiko einer Infektion für Personen, die bachabwärts mit dem Wasser in Kontakt kommen.

4.3.2 Parasitäre Belastung

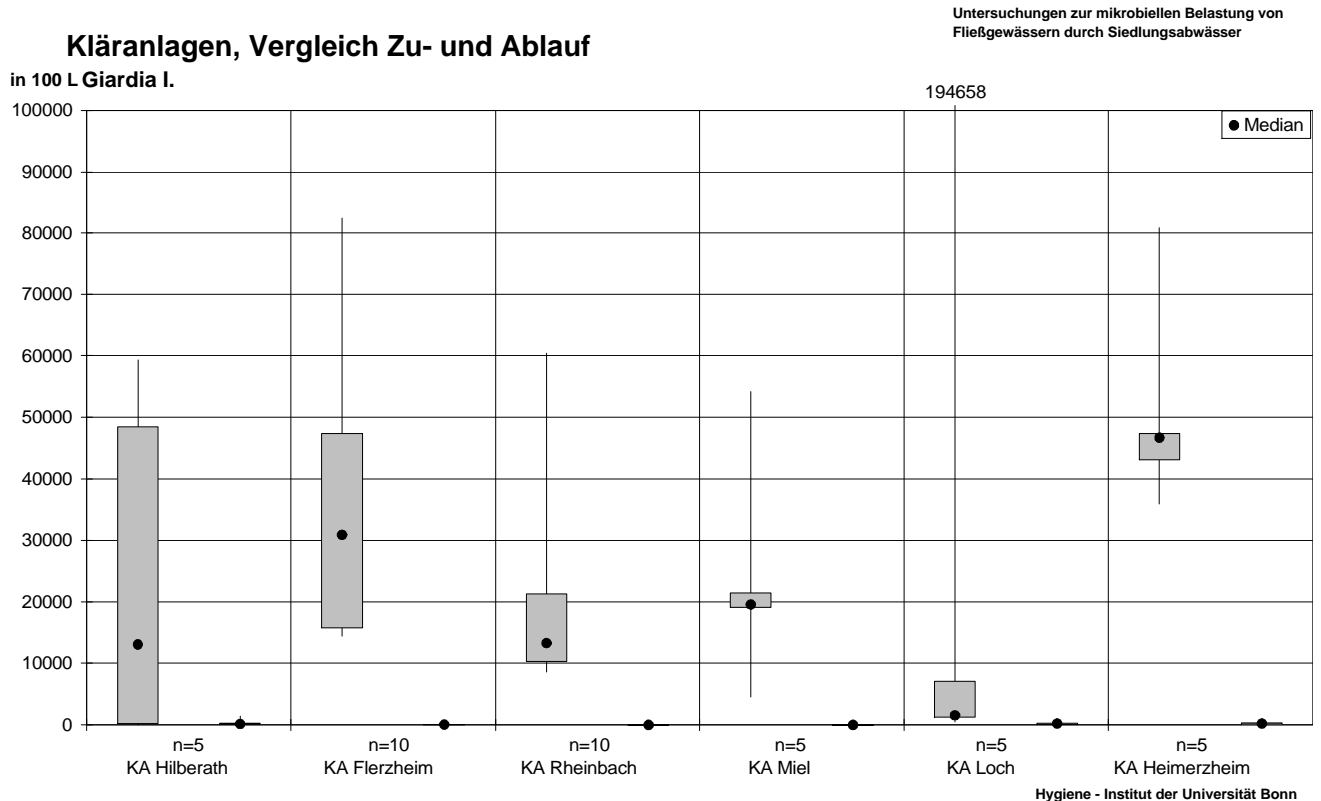


Abb. 24: Konzentrationen von *Giardia lamblia* in Kläranlagenzu- und Abläufen

Giardia lamblia ist einer der häufigsten Durchfallerreger beim Menschen (Jephcott et al. 1986, Thompson et al. 1990, Rose & Botzenhart 1990). Das Protozoon kann aus bis zu 10% der Stuhlproben von Erwachsenen isoliert werden, ohne daß klinische Symptome bestehen (MacKenzie et al. 1994). Ein erhöhtes Auftreten in kommunalen Abwässern ist damit sehr wahrscheinlich.

Bis auf eine Probe an der Kläranlage Hilberath⁸ konnte *Giardia lamblia* in den Zuläufen der untersuchten Kläranlagen nachgewiesen werden, *Cryptosporidium sp.* dagegen nur in 20 bis 60 % der Zulaufproben. Die Mediane der Zulaufkonzentrationen für *Giardia* schwanken zwischen 1.618 und

⁸ Die Probe vom 10.1.2000 am Zulauf der Kläranlage Hilberath, in der weder *Cryptosporidium* noch *Giardia* nachgewiesen werden konnte, sollte allerdings wegen besonderer Umstände nicht weiter in die Bewertung einfließen: Während der Probenahme fiel eine Verfärbung des Wassers von trüb braun nach klar schwarz auf, es wurden extreme Leitfähigkeiten

46.696 Cysten/100 L. Dabei stellen die Werte der Kläranlage Loch absolute Besonderheiten dar: Vier der fünf Proben weisen Werte 450 und 7.070 Cysten/100 L. auf; sie liegen damit weit unter denen der anderen Kläranlagenzuläufe. Im Januar 2000 wurde am Zulauf der Kläranlage Loch allerdings der höchste Wert für *Giardia* überhaupt mit über 194.000 Cysten/100 L. gemessen. Die Mediane der *Cryptosporidium*-Konzentrationen in den Zuläufen liegen zwischen 0 und 59 Oocysten/100 L.; der höchste gemessene Wert betrug 151 Oocysten/100 L.

Tagliareni & Ecker (1997) beschreiben Zahlen von bis zu 130.000 *Giardia*-Cysten pro Liter in Kläranlagenzuläufen. In den vorliegenden Untersuchungen lagen die maximalen Konzentrationen zwei Logarithmenstufen niedriger, und damit in dem Bereich, den Hirata & Hashimoto (1997) für Rohabwasser angeben. Sie bestätigen damit aber in der Größenordnung die Zahlen, die in einem Gutachten des Hygiene-Institutes bei Untersuchungen u.a. der Kläranlage Flerzheim für den Erftverband im Jahre 1996 erhoben wurden: Dabei wurden in Flerzheim für *Cryptosporidium sp.* im Zulauf 165 und im Ablauf 12 Oocysten pro 100 Liter gefunden, für *Giardia lamblia* 38.253 bzw. 12 Cysten nachgewiesen.

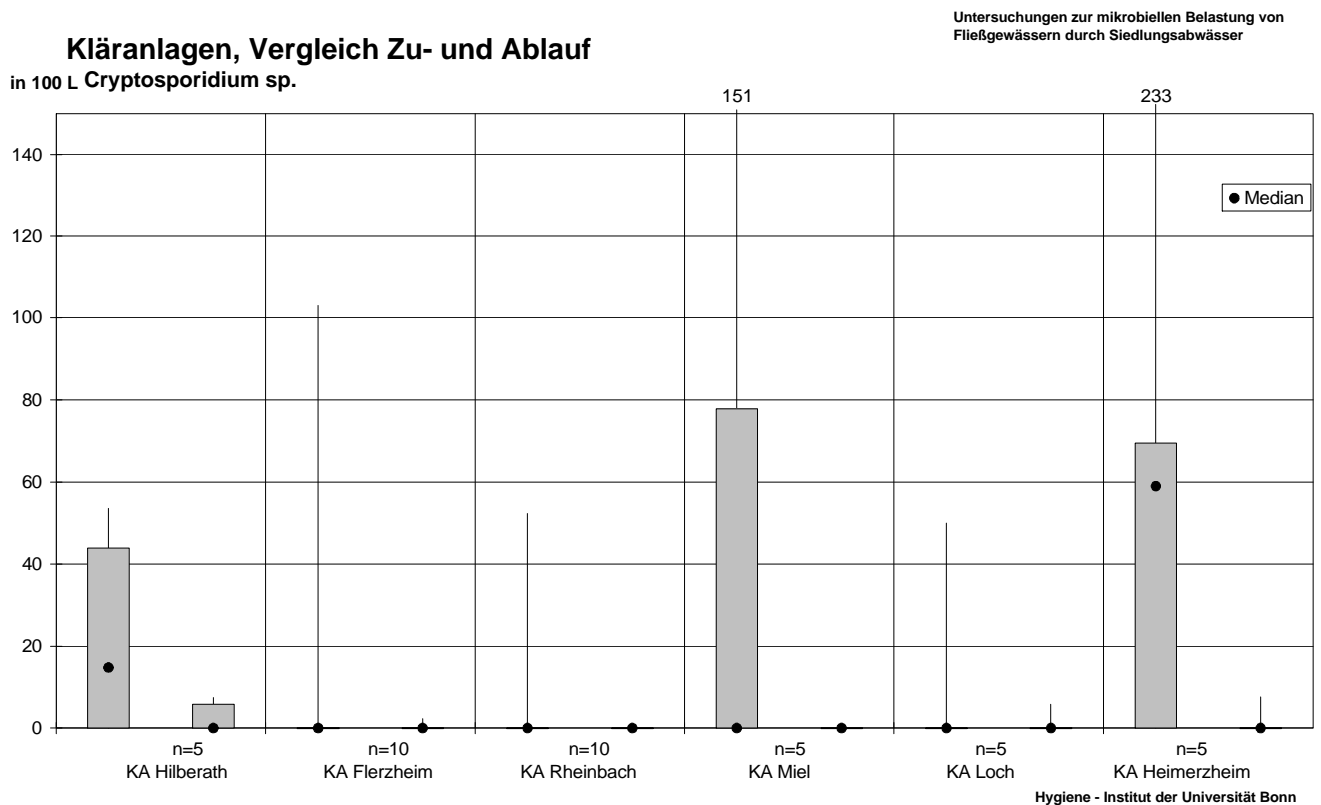


Abb. 25: Konzentrationen von *Cryptosporidium sp.* in Kläranlagenzu- und Abläufen

gemessen, und am Tag nach der Probenahme wurde uns vom Erftverband mitgeteilt, daß an der Kläranlage die gesamte Biologie abgestorben sei, offenbar durch unbekannte toxische Substanzen im Zulaufwasser.

In den Abläufen der Kläranlagen konnten Cysten von *Giardia lamblia* bis auf je eine Probe an den Kläranlagen Miel und Rheinbach immer nachgewiesen werden. *Cryptosporidium* konnte in letzteren Abläufen nie nachgewiesen werden, in den Abläufen der anderen Kläranlagen in einer (Flerzheim, Heimerzheim, Loch) bzw. zwei der Proben (Hilberath). Die Mediane der *Giardia*-Konzentrationen lagen zwischen 4,9 und 226 Cysten/100 L., der höchste Wert betrug 1.407 Cysten/100 L. im Ablauf der Kläranlage Hilberath. Die Konzentrationen der *Cryptosporidium*-Oocysten betragen im Median überall 0; die absoluten gemessenen Werte lagen hier zwischen 2,4 und 7,4 Oocysten/100 L.

Diese Werte decken sich in der Größenordnung mit denen, die im Rahmen des "Talsperrenprojektes" an den Kläranlagen Niederkassel und Hillesheim im linksrheinischen Rhein-Sieg Kreis gemessen wurden.

Die Parasitenkonzentrationen im Ablauf des Regenüberlaufbeckens Flerzheim II vom 19.10.2000 sind zwar mit 12 Oocysten bzw. 1.925 Cysten/100 L. höher als die der Kläranlagenabläufe. Im Vergleich mit den Konzentrationen im Zulaufwasser zeigt sich hier allerdings schon eine deutliche Verringerung, die allein durch die Sedimentation im Becken zu erklären ist.

Die niedrigeren Werte für *Cryptosporidium sp.* in den untersuchten Abwasserproben im Vergleich mit den Oberflächengewässern lassen sich durch den beim kommunalen Abwasser fehlenden Einfluß von Nutz- und Wildtieren erklären: vor allem Kälber stellen ein beträchtliches Reservoir für diesen Parasiten dar (z.B. Karanis & Seitz, 1996).

Die *Giardia*-Konzentrationen in den untersuchten Abläufen liegen im unteren Bereich dessen, was Hirata & Hashimoto (1997) mit einem Bereich von 400-13.000 Cysten/100 L. für geklärtes Abwasser angeben.

Beim Vergleich der Eliminationsleistungen der Kläranlagen (Tab. 12) fällt als erstes der Unterschied zwischen den beiden untersuchten Organismen auf. Dieser liegt allerdings darin begründet, daß in den Zuläufen nie mehr als 151 *Cryptosporidien* gefunden wurden. Folglich kann die Reinigungsleistung auch nicht über diese Zahl hinaus gehen.

Die für *Giardia* gefundenen Reduktionswerte von median bis zu 3,6 Logarithmenstufen liegen im Bereich der in der Literatur genannten Eliminationsraten (1,8 log-Stufen bei Hirata & Hashimoto 1997, bis zu 6,0 log-Stufen bei Tagliareni & Ecker 1997). Bei weiterer Betrachtung fällt auf, daß die kleineren Anlagen (Loch und Hilberath) nicht in der Lage sind, eine gleichmäßige Reduktion der *Giardia*-Cysten zu leisten. Beide Anlagen vermögen offensichtlich nur Spitzenbelastungen abzufangen; Konzentrationen um 10^3 im Zulauf gehen dagegen nicht selten unabgeschwächt durch die Anlagen hindurch. Hier macht sich offenbar die geringe Anlagengröße in Form einer schlechten Pufferung

und einer geringen Verweildauer des Wassers zur Sedimentation bemerkbar. Die schlechteste Reinigung im Median wird auf der Kläranlage Loch mit nur etwa 0,9 Logarithmenstufen erreicht. Trotz in etwa gleicher Größe und gleicher Bauart erreicht die Kläranlage Hilberath mit zwei Logarithmenstufen Reduktion deutlich bessere Werte. Hier macht sich offensichtlich die längere Verweildauer des Wassers in der Anlage positiv bemerkbar, die ihre Ursache in der weitaus geringeren Auslastung gegenüber der Kläranlage Loch hat: Nach dem Verhältnis angeschlossene Einwohner zu EGW der Bemessungsgrundlage ist die Kläranlage in Hilberath nur zu etwa 46 Prozent ausgelastet, wogegen der Auslastungsgrad der Kläranlage Loch bei 93 Prozent liegt (Tab. 6, Seite 50). Die geringe Reinigungsleistung in Loch läßt sich auch nicht wie bei den Cryptosporidien, auf die geringen Zulaufkonzentrationen zurückführen, da im Ablauf immer noch Giardien im Bereich von 10^2 nachzuweisen sind.

Andererseits zeigt Tabelle 12, daß die Anlagen mit weitergehender Reinigung durch nachgeschaltete Filtration (Rheinbach und Flerzheim) durchweg bessere Reduktionen der Parasitendauerstadien erbringen. Daß sich diese guten Reduktionen aber auch ohne Filtrationsstufe erreichen lassen, zeigen die Ergebnisse der Kläranlage Miel: Hier wirkt sich offenbar die Zwischenklärung positiv aus, mit der der Schwachlasttropfkörper vor allzu großen Sedimentfrachten geschützt werden soll. Die Zwischenklärung in Miel ist effektiver ausgelegt, als in Heimerzheim, und führt so -bei ansonsten weitgehend gleichem Klärverfahren- dazu, daß Parasitendauerstadien besser eliminiert werden.

Tab. 12: Reduktionsleistungen der Kläranlagen in Logarithmen-Stufen, bezogen auf Parasitendauerformen

	KA Hilberath		KA Flerzheim		KA Rheinbach		KA Miel		KA Loch		KA Heimerzheim	
	Giardia	Crypto-sporidium	Giardia	Crypto-sporidium	Giardia	Crypto-sporidium	Giardia	Crypto-sporidium	Giardia	Crypto-sporidium	Giardia	Crypto-sporidium
Proben	5	5	10	10	10	10	5	5	5	5	5	5
n*	4	3	10	3	10	2	5	2	5	1	5	3
Max	2,49	1,64	3,84	1,63	4,26	1,72	4,28	2,18	3,49	1,70	2,97	1,84
Min	0,00	0,30	2,07	1,63	1,93	1,72	2,17	1,89	0,00	1,70	2,16	1,49
Median	2,05	0,97	3,05	1,63	3,60	1,72	3,18	2,03	0,88	1,70	2,32	1,77

* Anzahl auswertbarer Vergleiche, d.h. mit Parasiten im Zulauf

Bereits in Kapitel 4.1.2 wurde angesprochen, daß als Hauptverursacher für die Zunahme der *Giardia*-Konzentrationen im Swistbach auf der Fließstrecke die Kläranlageneinleitungen in Frage kommen. Die folgende Abbildung soll dies exemplarisch verdeutlichen: Es konnte bei dieser Darstellungsweise für alle Kläranlagen gezeigt werden, daß es unterhalb der Anlagen immer zu einer teils deutlichen Zunahme der *Giardia*-Konzentrationen kommt. Lediglich im Oberlauf, wo nur geringe Konzentrationen nachgewiesen werden konnten, ist der Grund eher in Verunreinigungen durch Wild- oder Nutztiere zu suchen, wie auch Kuczynska & Shelton (1999), Ong et al (1996) und Medema et al. (1997)

bestätigen, wobei letzterer besonderen Wert darauf legt, daß der Einfluß von Wild eigentlich nur in ursprünglichen, unberührten Gewässern signifikant zu zeigen ist.

Auch wenn die Erlaubnisbescheide der Kläranlagen keine Grenz- oder Richtwerte für Parasiten, wie auch für Bakterien enthalten, so besteht dennoch aufgrund §12 BseuchG bzw. §41⁹ Infektionsschutzgesetz, eine Verpflichtung, die eingeleiteten Abwässer möglichst frei von Krankheitserregern zu halten.

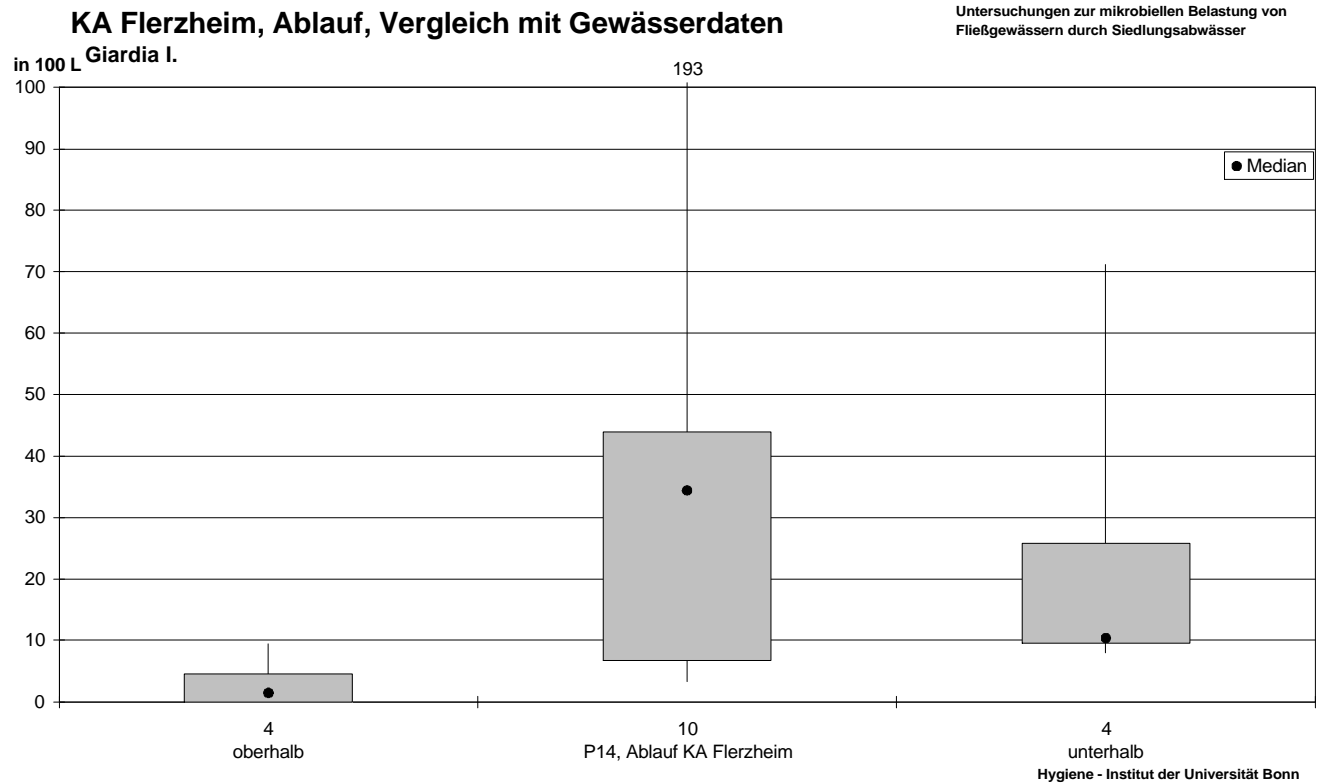


Abb. 26: Beispiel für die Belastung des Gewässers aus Kläranlagenabläufen

4.3.3 Statistische Beziehungen der untersuchten Parameter

Um die statistischen Beziehungen der bei den Kläranlagenzu- und -ablaufproben untersuchten physikalischen, chemischen, bakteriologischen und parasitologischen Parameter untereinander zu untersuchen, wurden lineare Einfachkorrelationen (Vergleiche Fußnote⁶, auf Seite 91) durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Tab. 13 – Tab. 18 zusammengestellt.

⁹ IfSchG, §41 Abwasser: (1) Die Abwasserbeseitigungspflichtigen haben darauf hinzuwirken, dass Abwasser so beseitigt wird, dass Gefahren für die menschliche Gesundheit durch Krankheitserreger nicht entstehen. (...)

4.3.3.1 Kläranlagen-Zulaufproben

Die physikalischen und chemischen Belastungsparameter (Trübung, abfiltrierbare Stoffe, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, CSB, Kjeldahl-Stickstoff) wiesen eine Korrelationsmatrix mit vielen signifikanten Korrelationen auf; dies galt nicht für den Sauerstoffgehalt (Tab. 13).

Cryptosporidien- und Giardien-Konzentrationen korrelierten nicht signifikant miteinander (0,25). Die Giardia-Konzentrationen korrelierten nicht mit den bakteriologischen Parametern.

In der Matrix der bakteriologischen Fäkalindikatoren (E. coli, Coliforme, Fäkalstreptokokken, Clostridien) fanden sich ebenfalls überwiegend signifikante statistische Zusammenhänge.

Tab. 13: Lineare Einfachkorrelationen untersuchter Parameter (Zulaufproben)

N=40	Giard	Crypt	KBE20	KBE36	E coli MPN	Coli-forme MPN	Fäkal-strep	Clostr	Camp	Durch-fluß	Temp	Trüb	abf Stoffe	pH	el Leitf	CSB	Kjel-dahl-N
Cryptosporidien	0,25																
KBE20	0,07	0,01															
KBE36	0,03	0,02	0,90														
Ecoli MPN	0,09	0,07	0,13	0,27													
Coliforme MPN	-0,01	0,04	0,15	0,36	0,53												
Fäkalstreptok.	0,11	0,04	0,24	0,48	0,57	0,65											
Clostridien	0,17	0,58	-0,02	0,09	0,24	0,39	0,31										
Campylobacter	-0,09	-0,14	0,46	0,32	0,25	0,09	-0,03	0,03									
Durchfluß	-0,04	-0,24	0,35	0,27	0,05	0,06	0,09	-0,18	0,37								
Temperatur	-0,08	0,16	0,35	0,45	0,26	0,33	0,30	0,46	0,30	0,11							
Trübung	0,12	0,24	-0,11	-0,04	0,13	0,06	0,17	0,44	-0,19	-0,28	0,14						
abf Stoffe	-0,02	0,36	-0,09	-0,01	0,19	0,23	0,12	0,55	-0,02	-0,17	0,30	0,57					
pH	0,13	-0,09	-0,17	-0,14	-0,02	0,03	0,12	0,06	-0,16	-0,23	-0,26	0,45	0,10				
el Leitfähigkeit	0,00	-0,01	-0,12	-0,09	0,07	0,04	0,03	0,05	-0,16	-0,31	-0,35	0,21	0,05	0,26			
CSB	0,07	0,54	-0,12	-0,04	0,28	0,38	0,21	0,82	-0,19	-0,20	0,16	0,55	0,56	0,25	0,20		
Kjeldahl-N	0,17	0,33	-0,05	0,07	0,27	0,44	0,40	0,54	-0,11	-0,28	0,20	0,65	0,38	0,31	0,21	0,63	
Sauerstoff	0,16	-0,25	-0,18	-0,33	-0,33	-0,24	-0,35	-0,37	-0,14	-0,05	-0,69	-0,23	-0,14	-0,03	0,29	-0,19	-0,32

fett: statistisch signifikante Korrelationen (Irrtumswahrscheinlichkeit = 1%)

Die physiko-chemischen Parameter korrelierten überraschend schwach und uneinheitlich mit den parasitologischen und bakteriologischen Parametern; eine Ausnahme bildeten diesbezüglich lediglich die Clostridien.

Der Durchfluß des Ablaufes korrelierte mit keinem der anderen gemessenen Parameter signifikant.

Durch die Zusammenfassung der Zulaufproben aus unterschiedlichen Entwässerungsgebieten besteht die Möglichkeit einer sog. Inhomogenitätskorrelation (Sachs 1997). Um dies zu überprüfen, wurden die Korrelationen zusätzlich getrennt für die beiden Kläranlagen Flerzheim und Rheinbach bestimmt

(Tab. 14 + 15). Bei der Beurteilung ist die wesentlich geringere Probenzahl zu beachten (jeweils N=10).

Tab. 14: Lineare Einfachkorrelationen untersuchter Parameter (Zulaufproben Flerzheim)

N=10	Giard	Crypt	KBE20	KBE36	E coli MPN	Coli-forme MPN	Fäkal-strep	Clostr	Camp	Durch-fluß	Temp	Trüb	abf Stoffe	pH	el Leitf	CSB	Kjel-dahl-N
Cryptosporidien	0,09																
KBE20	-0,18	0,03															
KBE36	-0,26	-0,02	0,89														
Ecoli MPN	-0,40	-0,28	-0,12	0,04													
Coliforme MPN	-0,47	-0,14	0,12	0,49	0,59												
Fäkalstreptok.	-0,34	0,02	0,18	0,58	0,32	0,93											
Clostridien	-0,13	-0,14	0,03	0,26	0,43	0,77	0,65										
Campylobacter	-0,45	-0,13	0,53	0,30	0,44	0,06	-0,17	0,15									
Durchfluß	0,09	-0,14	0,41	0,23	-0,50	-0,35	-0,34	-0,28	0,17								
Temperatur	-0,29	0,15	0,64	0,72	0,16	0,41	0,35	0,20	0,30	0,41							
Trübung	0,05	-0,34	-0,53	-0,31	0,49	0,43	0,37	0,44	-0,18	-0,70	-0,57						
abf Stoffe	-0,30	-0,24	-0,58	-0,36	0,60	0,46	0,36	0,33	-0,06	-0,73	-0,53	0,90					
pH	-0,10	-0,22	-0,49	-0,34	0,19	0,27	0,26	0,43	-0,25	-0,73	-0,65	0,72	0,70				
el Leitfähigkeit	0,21	-0,04	-0,44	-0,27	0,35	0,33	0,34	0,44	-0,25	-0,86	-0,57	0,89	0,73	0,78			
CSB	0,06	-0,12	-0,48	-0,39	0,10	0,16	0,15	0,50	-0,20	-0,61	-0,66	0,61	0,58	0,94	0,71		
Kjeldahl-N	-0,09	0,17	-0,33	-0,08	0,46	0,62	0,60	0,73	-0,09	-0,77	-0,26	0,71	0,71	0,72	0,81	0,74	
Sauerstoff	0,03	-0,12	-0,30	-0,58	-0,39	-0,74	-0,75	-0,50	-0,02	0,01	-0,66	-0,17	-0,05	0,39	-0,13	0,42	-0,34

Keine statistisch signifikanten Korrelationen! (Irrtumswahrscheinlichkeit = 1%)

Tab. 15: Lineare Einfachkorrelationen untersuchter Parameter (Zulaufproben Rheinbach)

N=10	Giard	Crypt	KBE20	KBE36	E coli MPN	Coli-forme MPN	Fäkal-strep	Clostr	Camp	Durch-fluß	Temp	Trüb	abf Stoffe	pH	el Leitf	CSB	Kjel-dahl-N
Cryptosporidien	-0,27																
KBE20	0,90	-0,33															
KBE36	0,88	-0,32	0,90														
Ecoli MPN	0,91	-0,16	0,82	0,83													
Coliforme MPN	0,65	0,01	0,46	0,40	0,78												
Fäkalstreptok.	0,72	-0,28	0,64	0,57	0,78	0,79											
Clostridien	-0,07	-0,18	-0,10	0,07	0,09	0,13	0,34										
Campylobacter	-0,19	0,07	-0,23	0,03	-0,17	-0,04	-0,13	-0,04									
Durchfluß	-0,17	-0,25	-0,36	-0,34	-0,21	0,03	0,12	-0,05	0,35								
Temperatur	0,28	-0,22	0,48	0,67	0,21	-0,16	0,07	0,15	0,48	-0,35							
Trübung	0,10	-0,21	0,19	0,02	0,29	0,14	0,36	0,34	-0,62	0,06	-0,31						
abf Stoffe	0,20	-0,63	0,14	0,03	0,30	0,30	0,53	0,24	-0,33	0,53	-0,39	0,70					
pH	0,09	-0,92	0,12	-0,02	0,03	0,03	0,27	0,09	-0,17	0,44	-0,14	0,32	0,80				
el Leitfähigkeit	0,00	0,24	0,12	-0,02	0,31	0,21	0,19	0,18	-0,57	-0,39	-0,30	0,75	0,29	-0,12			
CSB	0,07	-0,14	0,11	0,03	0,32	0,20	0,25	0,48	-0,55	-0,09	-0,26	0,91	0,55	0,18	0,75		
Kjeldahl-N	-0,06	-0,04	0,18	-0,04	0,18	0,07	0,12	0,22	-0,47	-0,25	-0,12	0,83	0,34	0,10	0,79	0,84	
Sauerstoff	-0,18	0,41	-0,39	-0,57	-0,25	0,20	0,13	-0,17	-0,16	0,45	-0,75	-0,07	0,10	-0,10	-0,09	-0,23	-0,28

Keine statistisch signifikanten Korrelationen! (Irrtumswahrscheinlichkeit = 1%)

Die Ergebnisse separater Korrelationsberechnungen für die Zuläufe von Flerzheim und Rheinbach (bei den anderen Kläranlagen war die Zahl der Zulaufproben zu gering) wiesen in der Ergebnismatrix im wesentlichen ähnliche Muster auf, wichen aber teilweise auch von den Ergebnissen der gepoolten Daten ab. Besonders auffällig war bei der Kläranlage Rheinbach die hohe Korrelation der Giardia-Konzentration mit fast allen untersuchten bakteriologischen Parametern (bis auf Clostridien) sowie in Flerzheim die hohe Korrelation des Durchflusses mit fast allen gemessenen physiko-chemischen Parametern (bis auf Sauerstoff).

Zusammenfassend können auf der Grundlage der einfachen Korrelationsbestimmungen der Zulaufparameter folgende Feststellungen getroffen werden:

- Die untersuchten Parasiten wiesen untereinander keinen statistischen Zusammenhang auf; dies steht in Zusammenhang mit der Tatsache, dass Cryptosporidien in den Zuläufen nicht regelmäßig und nur in geringen Konzentrationen nachgewiesen wurden.
- Die Gruppen der physiko-chemischen sowie der bakteriologischen Parameter korrelierten jeweils untereinander im wesentlichen deutlich, während die Korrelationen zwischen den Parametern beider Gruppen überwiegend schwach waren.
- Ein statistischer Zusammenhang der Giardia-Konzentrationen mit physiko-chemischen Parametern wurde nicht, mit bakteriologischen Parametern nur an der Kläranlage Rheinbach nachgewiesen.

4.3.3.2 Kläranlagen-Ablaufproben

Tab. 16: Lineare Einfachkorrelationen untersuchter Parameter (Ablaufproben)

N=40	Giard	Crypt	KBE20	KBE36	E coli MPN	Coli-forme MPN	Fäkal-strep	Clostr	Camp	Durch-fluß	Temp	Trüb	abf Stoffe	pH	el Leitf	CSB	Kjel-dahl-N
Cryptosporidien	0,21																
KBE20	-0,06	-0,03															
KBE36	0,27	0,26	0,02														
Ecoli MPN	-0,04	-0,06	0,04	0,31													
Coliforme MPN	0,09	0,01	0,02	0,71	0,70												
Fäkalstreptok.	-0,04	-0,05	0,04	0,26	0,99	0,66											
Clostridien	0,14	0,02	-0,04	0,17	0,41	0,34	0,41										
Campylobacter	-0,13	-0,09	-0,02	0,15	0,68	0,42	0,68	0,28									
Durchfluß	-0,25	-0,27	0,44	-0,29	-0,16	-0,13	-0,15	-0,28	0,00								
Temperatur	0,16	0,15	0,14	-0,05	-0,23	-0,15	-0,20	-0,05	0,05	0,04							
Trübung	0,31	0,22	-0,04	0,28	0,15	0,35	0,14	0,71	0,06	-0,21	0,05						
abf Stoffe	0,07	0,59	-0,06	0,05	-0,07	-0,08	-0,05	-0,03	-0,04	0,04	0,07	0,12					
pH	-0,21	0,00	-0,19	-0,25	-0,07	-0,29	-0,04	-0,18	0,04	-0,16	0,04	-0,21	0,05				
el Leitfähigkeit	-0,01	-0,05	-0,13	0,16	0,14	0,27	0,12	0,22	-0,16	0,07	-0,36	0,08	0,09	-0,02			
CSB	-0,01	-0,14	0,06	0,45	0,33	0,51	0,30	0,73	0,21	-0,03	-0,09	0,47	-0,20	-0,32	0,26		
Kjeldahl-N	-0,08	-0,04	-0,01	0,25	0,97	0,64	0,97	0,41	0,63	-0,15	-0,26	0,14	-0,04	0,00	0,19	0,34	
Sauerstoff	-0,43	-0,29	-0,04	-0,50	-0,18	-0,39	-0,16	-0,40	-0,23	0,33	-0,45	-0,46	-0,19	0,43	0,06	-0,36	-0,10

fett: statistisch signifikante Korrelationen (Irrtumswahrscheinlichkeit = 1%)

Die Korrelation der physiko-chemischen Belastungsparameter (Trübung, abfiltrierbare Stoffe, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, CSB, Kjeldahl-Stickstoff) war in den Ablaufproben insgesamt deutlich schwächer als in den Zulaufproben.

Der statistische Zusammenhang zwischen CSB und Kjeldahl-Stickstoff mit den bakteriologischen Parametern war hingegen gegenüber den Zulaufproben deutlich.

Cryptosporidien- und Giardien-Konzentrationen korrelierten nicht signifikant miteinander (0,21). Zu den bakteriologischen Parametern zeigte sich kein signifikanter Zusammenhang.

In der Matrix der bakteriologischen Fäkalindikatoren (*E. coli*, Coliforme, Fäkalstreptokokken, Clostridien) fanden sich wie für die Zulaufproben überwiegend signifikante statistische Zusammenhänge.

Der Durchfluß des Zulaufes korrelierte mit keinem der anderen gemessenen Parameter signifikant.

Durch die Zusammenfassung der Ablaufproben aus unterschiedlichen Entwässerungsgebieten besteht die Möglichkeit einer sog. Inhomogenitätskorrelation (Sachs 1997). Um dies zu überprüfen, wurden die Korrelationen zusätzlich getrennt für die beiden Kläranlagen Flerzheim und Rheinbach bestimmt (Tab. 17 + 18). Bei der Beurteilung ist die wesentlich geringere Probenzahl zu beachten (jeweils

N=10). Die Ergebnisse dieser separaten Korrelationsberechnungen für die Abläufe von Flerzheim und Rheinbach (bei den anderen Kläranlagen war die Zahl der Zulaufproben zu gering) wiesen in der Ergebnismatrix im wesentlichen ähnliche Muster auf, wichen aber teilweise auch von den Ergebnissen der gepoolten Daten ab. Besonders auffällig war bei der Kläranlage Rheinbach die hohe Korrelation der Giardia-Konzentration mit allen untersuchten bakteriologischen Fäkalindikatoren.

Tab. 17: Lineare Einfachkorrelationen untersuchter Parameter (Ablaufproben Flerzheim)

N=10	Giard	Crypt	KBE20	KBE36	E coli MPN	Coli-forme MPN	Fäkalstrep	Clostr	Camp	Durchfluß	Temp	Trüb	abf Stoffe	pH	el Leitf	CSB	Kjeldahl-N
Cryptosporidien	0,21																
KBE20	-0,27	-0,02															
KBE36	-0,13	0,99	0,01														
Ecoli MPN	0,49	0,66	-0,15	0,62													
Coliforme MPN	0,68	0,36	-0,08	0,31	0,93												
Fäkalstreptok.	0,55	0,62	-0,10	0,58	0,99	0,95											
Clostridien	0,62	-0,18	-0,39	-0,20	0,40	0,58	0,43										
Campylobacter	0,17	0,41	-0,23	0,47	0,06	-0,08	0,06	-0,14									
Durchfluß	0,46	-0,12	0,59	-0,09	0,21	0,40	0,29	0,13	0,08								
Temperatur	-0,32	-0,51	0,33	-0,44	-0,57	-0,42	-0,55	-0,25	0,05	0,18							
Trübung	0,86	-0,15	-0,08	-0,16	0,24	0,43	0,30	0,51	0,34	0,54	-0,24						
abf Stoffe	0,48	-0,11	-0,12	-0,12	-0,17	-0,15	-0,14	-0,20	0,41	0,10	-0,26	0,60					
pH	-0,14	0,26	-0,29	0,22	-0,01	-0,21	-0,07	-0,54	0,20	-0,57	-0,12	-0,27	0,38				
el Leitfähigkeit	0,69	0,15	-0,30	0,06	0,67	0,75	0,68	0,46	-0,30	0,04	-0,70	0,47	0,26	0,12			
CSB	-0,17	0,69	0,15	0,70	0,40	0,26	0,38	0,05	0,42	0,05	-0,16	0,08	-0,26	-0,18	-0,05		
Kjeldahl-N	0,06	0,13	-0,47	0,09	0,08	0,08	0,05	0,34	0,24	-0,50	-0,08	0,19	0,01	0,19	0,20	0,49	
Sauerstoff	-0,12	-0,36	-0,25	-0,37	-0,30	-0,31	-0,32	0,11	-0,48	-0,19	-0,42	-0,13	0,01	-0,23	0,09	-0,51	-0,42

fett: statistisch signifikante Korrelationen (Irrtumswahrscheinlichkeit = 5 %)¹⁰

¹⁰ Die deutlich geringere statistisch betrachtete Fallzahl führt bei gleichem Signifikanzniveau zu einer höheren Irrtumswahrscheinlichkeit

Tab. 18: Lineare Einfachkorrelationen untersuchter Parameter (Ablaufproben Rheinbach)

N=10	Giard	Crypt	KBE20	KBE36	E coli MPN	Coli-forme MPN	Fäkalstrep	Clostr	Camp	Durchfluß	Temp	Trüb	abf Stoffe	pH	el Leitf	CSB	Kjeldahl-N
Cryptosporidien	0,21																
KBE20	-0,37	-															
KBE36	-0,12	-	0,52														
Ecoli MPN	0,87	-	-0,23	0,00													
Coliforme MPN	0,94	-	-0,18	0,05	0,92												
Fäkalstreptok.	0,99	-	-0,37	-0,05	0,87	0,95											
Clostridien	0,75	-	-0,26	0,00	0,93	0,77	0,74										
Campylobacter	-0,15	-	0,08	0,22	-0,19	-0,24	-0,19	-0,13									
Durchfluß	-0,20	-	-0,44	-0,39	-0,22	-0,09	-0,06	-0,24	0,21								
Temperatur	-0,36	-	0,51	0,54	-0,56	-0,40	-0,34	-0,52	0,47	-0,24							
Trübung	0,33	-	0,06	0,16	0,29	0,37	0,34	0,24	0,12	0,40	-0,08						
abf Stoffe	-0,13	-	-0,38	-0,46	-0,14	-0,16	-0,12	-0,16	-0,15	0,78	-0,41	0,47					
pH	-0,38	-	0,71	0,12	-0,35	-0,30	-0,41	-0,39	0,47	0,20	0,45	0,32	0,12				
el Leitfähigkeit	0,30	-	-0,60	-0,29	0,29	0,23	0,34	0,24	-0,75	-0,14	-0,57	-0,11	0,28	-0,77			
CSB	-0,23	-	-0,21	-0,44	-0,39	-0,40	-0,25	-0,30	-0,25	-0,24	0,16	-0,80	-0,21	-0,30	0,26		
Kjeldahl-N	0,29	-	-0,14	-0,45	0,48	0,28	0,26	0,41	-0,42	-0,17	-0,59	-0,27	0,11	-0,15	0,52	0,24	
Sauerstoff	-0,21	-	-0,07	-0,32	0,00	-0,11	-0,24	-0,12	0,00	0,18	-0,59	-0,35	0,05	-0,01	0,05	-0,07	0,33

fett: statistisch signifikante Korrelationen (Irrtumswahrscheinlichkeit = 5 %) ¹⁰

Zusammenfassend können auf der Grundlage der einfachen Korrelationsbestimmungen der Ablaufparameter folgende Feststellungen getroffen werden:

- Die untersuchten Parasiten wiesen untereinander keinen statistischen Zusammenhang auf; dies ist in Zusammenhang damit zu sehen, dass Cryptosporidien in den Abläufen nicht regelmäßig und nur in geringen Konzentrationen nachgewiesen wurden.
- Die Gruppe der physiko-chemischen Parameter korrelierte schwächer, die der bakteriologischen Parameter ähnlich wie in den Zulaufproben.
- Ein statistischer Zusammenhang der Giardia-Konzentrationen mit physiko-chemischen Parametern wurde nur in der Kläranlage Flerzheim (Trübung und elektrische Leitfähigkeit), mit bakteriologischen Parametern nur an der Kläranlage Rheinbach nachgewiesen.

5 Schlussfolgerungen

5.1 Mikrobielle Belastung von Siedlungsabwässern

Die Mediane der mikrobiellen Parameter sind in Tab. 19 nochmals zusammengefasst.

Die Belastung von Siedlungsabwässern ist abhängig von der Struktur des Einzugsgebietes. Die in dieser Untersuchung beprobten Kläranlagen mit fast ausschließlich kommunalen Abwässern waren im Zulauf mit $10^5 - 10^6$ KBE/100ml *E.coli*, $10^7 - 10^8$ KBE/100ml coliformen Bakterien und $10^6 - 10^7$ KBE/100ml Fäkalstreptokokken belastet. Damit handelt es sich um durchschnittlich hoch mit Bakterien belastete Kläranlagenzuläufe.

Es fällt auf, daß die Bakterienkonzentrationen im Zulauf der Kläranlage Hilberath geringer waren, als in den Zuläufen der anderen untersuchten Kläranlagen (Abb. 23). Hier treten durch den hohen Fremdwasserzufluß von 30% offenbar relevante Verdünnungen der Bakterienmengen im Zufluß auf.

Die Belastung der untersuchten Siedlungsabwässer mit Dauerformen des Darmparasiten *Giardia lamblia* lag im Median im Bereich von 10^4 . Lediglich der Zulauf der Kläranlage Loch liegt im Median eine Logarithmen-Stufe niedriger, weist allerdings mit einem Spitzenwert von 2×10^5 andererseits den höchsten gemessenen Wert auf. Als Erklärung kommt dafür vor allem eine unterschiedliche Durchseuchung der Bevölkerung in den Entwässerungsgebieten in Betracht. Weiterhin spielen eventuell noch Unterschiede im Kanalnetz eine Rolle (z.B. Vorhandensein von Sedimentationsfallen). Der regelmäßige Nachweis von *Giardia lamblia* und die geringe Präsenz von Parasiten der Gattung *Cryptosporidium* bestätigen den bakteriologischen Befund von kommunalem, nicht gewerblich oder landwirtschaftlich beeinflusstem Abwasser.

Tab. 19: Mediane mikrobieller Parameter der untersuchten Kläranlagenzuläufe

Zulauf	Giardia I. (/100 L)	Cryptosporidium sp. (/100 L)	KBE 20°C (/1 ml)	KBE 36°C (/ml)	E. coli, MPN-Verfahren (/100ml)	E. coli, CC-Verfahren (/100ml)	Coliforme (MPN) (/100 ml)	Fäkalstreptokokken (/100ml)	sulfited., sporenb. Anaerobier (/100ml)	Salmonellen (/100 ml)	Yersinia (/100 ml)
P13, KA Flerzheim	36647	0,0	7,1 E+5	6,6 E+5	1,2 E+7	7,3 E+6	4,3 E+7	2,5 E+6	7,7 E+4	1,0	0,0
P21, KA Heimerzheim	46696	59,0	1,2 E+6	1,3 E+6	9,3 E+6	1,4 E+7	1,5 E+7	3,4 E+6	2,3 E+5	0,5	0,0
P11, KA Hilberath	13111	14,8	2,5 E+5	1,7 E+5	2,4 E+6	2,5 E+6	9,3 E+6	1,2 E+6	2,6 E+4	0,0	0,0
P19, KA Loch	1618	0,0	3,2 E+5	5,8 E+5	7,5 E+6	7,0 E+6	2,4 E+7	9,9 E+5	4,1 E+4	1,0	0,0
P17, KA Miel	19586	0,0	1,5 E+5	2,2 E+5	9,3 E+6	9,3 E+6	2,4 E+7	2,2 E+6	5,0 E+4	0,0	0,0
P15, KA Rheinbach	13483	0,0	8,5 E+5	1,0 E+6	8,4 E+6	7,8 E+6	4,5 E+7	2,1 E+6	7,0 E+4	1,0	0,0

Bei einer Betrachtung der Streuungen der Werte (Tab. 20) zeigt sich, daß die Schwankungen der Ergebnisse im Zulauf jeweils einer Kläranlage größer sind als die Unterschiede zwischen den Kläranlagen. Das zeigt, daß die mikrobiologische Qualität der behandelten Abwässer durchaus vergleichbar ist, was für eine vergleichende Bewertung der Reinigungsleistung (s.u.) unerlässlich ist. Außerdem wird daran nochmals deutlich, daß die Qualität von Kläranlagenzuläufen grundsätzlich Schwankungen unterworfen ist. Daß die mikrobiologische Qualität der Zuläufe nicht sehr stark unterschiedlich ist, hängt offensichtlich ebenfalls mit der einheitlichen kommunalen Entsorgungsstruktur zusammen. Eine signifikante Korrelation der Streuungen, der Mediane oder der Mittelwerte selbst mit der Größe der Entwässerungsgebiete, der Anzahl angeschlossener Einwohner oder dem Abwasservolumen besteht nicht. Eine saisonale Abhängigkeit ist mit den erhobenen Daten nicht abzusichern. Sie wird allerdings zumindest für bestimmte Anlagen und den Parasiten *Cryptosporidium* in der Literatur erwähnt (Medema et al. (1997)).

Tab. 20: Vergleich der Streuungen mikrobiologischer Ergebnisse innerhalb der Kläranlagen und der Kläranlagen untereinander¹¹

Normierte Streuung innerhalb der Kläranlagen:	Giardia I. (/100 L)	Cryptosporidium sp. (/100 L)	KBE 20°C (/1 ml)	KBE 36°C (/ml)	E. coli, MPN-Verfahren (/100ml)	E. coli, CC-Verfahren (/100ml)	Coliforme (MPN) (/100 ml)	Fäkalstreptokokken (/100ml)	sulfitred., sporenb. Anaerobier (/100ml)	Salmonellen (/100 ml)	Yersinia (/100 ml)
Zuläufe:											
P13, KA Flerzheim	0,4	1,6	1,2	1,1	0,8	0,4	0,7	0,5	0,5	0,7	1,5
P21, KA Heimerzheim	0,2	0,9	0,5	0,4	0,9	0,2	0,9	0,4	0,6	1,0	1,2
P11, KA Hilberath	1,0	0,9	0,6	0,8	0,8	0,9	0,8	0,8	1,0	1,2	1,6
P19, KA Loch	1,5	1,6	1,0	1,0	0,6	0,3	0,6	0,5	0,5	0,8	1,6
P17, KA Miel	0,5	1,2	1,1	1,1	0,5	0,4	1,1	0,3	0,7	1,2	1,3
P15, KA Rheinbach	0,6	1,6	0,6	0,6	1,0	0,3	0,4	0,7	0,4	0,2	1,8
Abläufe:											
P14, KA Flerzheim	0,9	1,8	1,6	1,1	1,0	0,8	1,2	1,1	0,7	1,4	1,8
P22, KA Heimerzheim	0,5	1,6	0,3	0,7	0,3	0,6	0,6	0,7	0,4	1,0	1,6
P12, KA Hilberath	0,8	1,2	0,5	0,6	0,6	0,2	0,6	0,4	0,5	0,0	1,2
P20, KA Loch	0,6	1,6	0,8	0,6	1,3	1,0	0,7	1,5	0,8	1,6	1,3
P18, KA Miel	1,1	0,0	1,0	1,0	1,1	0,8	0,7	1,2	0,6	1,2	1,6
P16, KA Rheinbach	1,3	0,0	0,6	0,5	1,1	1,0	0,9	1,0	1,3	1,4	0,0
Normierte Streuung der Kläranlagen untereinander:											
Zuläufe:	0,6	1,3	0,6	0,5	0,3	0,3	0,4	0,3	0,6	0,7	0,0
Abläufe:	0,8	0,0	0,6	0,9	1,2	0,8	1,3	0,7	0,8	1,7	1,7

¹¹ Die angegebenen Streuungen geben an, um das Wievielfache des arithmetischen Mittelwerts die gemessenen Werte absolut von diesem entfernt sind.

5.2 Reduktion der mikrobiellen Abwasserbelastung durch Kläranlagen

Die sechs untersuchten Kläranlagen repräsentieren vom Aufbau her drei Typen:

- Kompaktanlagen mit vorgeschaltetem Sandfang, einstufiger Belebung und Nachklärung
- Kläranlagen mit Sandfang, mehrstufiger Biologie, Zwischenklärung, Tropfkörper und Nachklärung
- Kläranlagen mit Sandfang, mehrstufiger Biologie, Nachklärung, Nachnitrierung und Filtration

Die mikrobielle Reinigungsleistung einer Kläranlage hängt im wesentlichen davon ab, ob die Bakterien mechanisch aus dem Wasser entfernt werden, da sie aufgrund der guten Nährstoff- und Belüftungssituation im Klärprozess nur langsam absterben. Durch die Sedimentation in den Nachklärbecken wird in der Regel eine Reduktion der Bakterienkonzentrationen von 2 Logarithmus-Stufen erreicht. Erhöht wird diese Reduktionsleistung, wenn noch eine weitere Flockung erfolgt (Abb. 4ff., Kläranlagen Rheinbach und Flerzheim).

Die Reinigungsleistungen der untersuchten Anlagen sind in Tab. 21 zusammengefasst. Vor allem an der über alle untersuchten Organismen gemittelten Reinigungsleistung der Anlagen spiegelt sich die Unterteilung in die drei oben genannten Typen gut wider: Die beste Reinigung erzielen die beiden Anlagen mit einer nachgeschalteten Filtration (Rheinbach und Flerzheim, gefolgt von den beiden Anlagen ohne Filtration (Heimerzheim und Miel). Die beiden Kompaktanlagen (Loch und Hilberath) erzielen die geringsten Reinigungsleistungen. Für die einzelnen Organismen fällt die Reihenfolge der Reinigungsleistungen teilweise etwas anders aus, die Tendenz bleibt aber immer gleich. Die Ergebnisse für Cryptosporidien, Salmonellen und Yersinien sind in dieser Auswertung nicht berücksichtigt, da sie nur sporadisch in den Zuläufen nachgewiesen werden konnten, und daher das Ergebnis verfälschen würden. Bemerkenswert ist, daß es bei der Reihenfolge der Reinigungsleistungen keinen grundsätzlichen Unterschied zwischen den Bakterien und den Parasitendauerformen gibt. Auffallend ist außerdem, daß die Reinigungsleistung der Kläranlage Miel für viele Einzelorganismen näher an den Werten der Anlagen mit Filtration (und teilweise darüber), als an denen der Kläranlage Heimerzheim liegt. Die Erklärung dafür liegt offenbar in der oben bereits erwähnten aufwendigeren Zwischenklärung in Miel (Seite 101 und Abb. 7, Seite 47).

Tab. 21: Mittlere Reduktionsleistungen der untersuchten Kläranlagen in Log.-Stufen

	Giardia L. (/100 L)	KBE 20°C (/1 ml)	KBE 36°C (/ml)	E. coli, MPN-Verfahren (/100ml)	E. coli, CC-Verfahren (/100ml)	Coliforme (MPN) (/100 ml)	Fäkalstreptokokken (/100ml)	sulfitred., sporenb. Anaerobier (/100ml)	Median
KA Flerzheim	3,0	2,8	3,0	3,5	3,2	3,3	3,3	2,9	3,0
KA Heimerzheim	2,3	2,9	2,9	3,6	3,7	2,8	3,1	2,6	2,8
KA Hilberath	1,8	1,7	1,6	2,2	2,2	2,6	2,5	1,8	1,8
KA Loch	0,9	2,1	1,9	2,0	2,5	1,7	2,3	1,4	1,7
KA Miel	3,1	2,6	2,6	4,0	3,5	3,0	3,6	2,3	2,6
KA Rheinbach	3,5	2,9	3,3	3,7	3,6	4,0	3,5	3,0	3,3

5.3 Entwicklung der mikrobiellen Belastung im Gewässerverlauf

Im Gewässerverlauf des Swistbaches verschlechtert sich die Qualität der mikrobiologischen Gewässergüte von II-III auf III nach der Probenahmestelle P08 unterhalb der Kläranlage Miel (Bewertungsgrundlage Popp (1998), siehe Kap. 4.1.1). Die Konzentrationen der Cryptosporidien steigen im untersuchten Verlauf des Swistbaches leicht an, die Konzentrationen von *Giardia lamblia* erhöhen sich ab der Probestelle P03 leicht, ab der Stelle P08 deutlich.

Vor allem an den Ergebnissen der parasitologischen Untersuchungen zeigt sich der große Einfluß von Siedlungsabwässern auf das Gewässer: Erst unterhalb der ersten Einleitungsstelle sind regelmäßig Giardien nachweisbar. Deren Konzentration steigt im weiteren Verlauf des Gewässers mit zunehmender Anzahl der Einleitungen stetig an. Daß die Quelle dieser Organismen Siedlungsabwässer sind, wird auch dadurch deutlich, daß Cryptosporidien, die als Indikator einer landwirtschaftlichen Beeinflussung z.B. durch Abschwemmung von Weide- oder Hofflächen dienen, in sehr viel geringerem Maße zunehmen.

Aufgrund der von den obersten Probestellen an vorhandenen Grundbelastung des Gewässers mit Bakterien können ähnliche Effekte wie für die Parasiten für Bakterien nicht gezeigt werden. Ein weiterer Grund dafür, daß die Bakterienkonzentrationen im Gewässerverlauf nur gering ansteigen, ist in der geringeren Resistenz gegenüber Umwelteinflüssen zu sehen.

Ein einheitlicher Zusammenhang zwischen Abflußmenge und Höhe der Organismenkonzentrationen ist nicht feststellbar. Allerdings ergeben sich für einzelne Organismen an einzelnen Stellen starke statistische Zusammenhänge, die in Tab. 22 dargestellt sind (vgl. Fußnote auf Seite 91). Aufgrund der Vielzahl von Faktoren, die diese Ergebnisse beeinflussen (Sedimentation im Gewässer, Resuspension bei hoher Wasserführung, Verdünnungseffekte, stoßweiser Eintrag von Organismen durch Mischwas-

serabschläge oder Abspülung von landwirtschaftlichen Flächen, etc.) sind diese Zusammenhänge auf der Basis der hier vorliegenden Daten statistisch nicht gesichert. Sie geben jedoch einen Hinweis darauf, daß bestimmte Organismen bei Hochwasser eher verdünnt werden (z.B. *Cryptosporidium sp.*), wogegen es für andere Organismen durch Resuspension aus Sedimenten zu einer Erhöhung mit steigender Wasserführung zu kommen scheint (*E. coli*).

Tab. 22: Zusammenhänge zwischen Abflußmenge und Organismennachweisen im Swistbach

	Giardia I. (/100 L)	Cryptosporidium sp. (/100 L)	KBE 20°C (/1 ml)	KBE 36°C (/ml)	E. coli, MPN-Verfahren (/100ml)	E. coli, CC-Verfahren (/100ml)	Coliforme (MPN) (/100 ml)	Fäkalsstreptokokken (/100ml)	sulfitred., sporenb. Anaerobier (/100ml)	Salmonellen (/100 ml)	Yersinia (/100 ml)
P01, Swistbach, oberhalb Holzweiler (Esch)	-0,70	0,93	-0,39	-0,61	0,18	-0,13	0,54	0,26	0,93	-0,15	-0,15
P03, Swistbach, oberhalb KA Flerzheim (Lüftelberg)	0,42	-0,98	-0,65	-0,66	0,57	0,99	0,86	-0,57	-0,42	0,54	0,30
P06, Swistbach, unterhalb KA Flerzheim (Müttinghoven)	0,64	-0,94	-0,51	-0,51	0,48	0,42	0,48	-0,38	0,50	-0,99	n.a.
P08, Swistbach, unterhalb KA Miel, oberhalb B56 (Miel)	0,98	-0,74	-0,22	-0,11	0,99	0,91	-0,98	0,99	-0,99	n.a.	n.a.
P09, Swistbach, oberhalb KA Heimerzheim (Dünstekoven)	-0,09	-0,83	-0,28	0,05	0,28	0,29	-0,94	0,17	0,54	0,01	n.a.
P10, Swistbach, unterhalb KA Heimerzheim (Heimerzheim)	0,65	-0,99	-0,34	0,66	0,99	0,73	0,58	0,52	0,47	n.a.	-0,97

Zusammenhang: **stark positiv**, **stark negativ**, n.a. = nicht auswertbar

5.4 Relative Bedeutung der Kläranlagen für die mikrobielle Gewässerbelastung

Der Einfluß der Kläranlagen ist in Tab. 23 vereinfacht dargestellt als der theoretisch ermittelte Anteil der an der Stelle P10 im Gewässer nachgewiesenen Organismen, die aus den Abläufen der Kläranlagen stammen. Diese Betrachtung unterliegt einigen Vereinfachungen, die in Kapitel 5.5 näher erläutert sind.

Tab. 23: Theoretisch ermittelter Kläranlagenanteil der an der Stelle P10 nachgewiesenen Organismen

	Giardia I. (/100 L)	Cryptosporidium sp. (/100 L)	KBE 20°C (/1 ml)	KBE 36°C (/ml)	E. coli, MPN-Verfahren (/100ml)	Coliforme (MPN) (/100 ml)	sulfitred., sporenb. Anaerobier (/100ml)
Anteil der Kläranlagen an der Gesamtfracht der Swist bei P10	71%	0%	28%	45%	58%	20%	46%

Die Kläranlagen Flerzheim, Rheinbach, Miel und Heimerzheim geben in den Swistbach, bzw. seine Nebenbäche, gereinigtes Abwasser mit einer mikrobiologischen Wasserqualität von II ab (Bewertungsgrundlage Popp (1998), Kap 4.1.1). Das gereinigte Abwasser hat damit nach diesen Kriterien

eine höhere Qualität als das Bachwasser. Die beiden Kompaktanlagen (Hilberath, Loch) geben gereinigtes Abwasser mit einer mikrobiologischen Wassergüte von II – III ab. Auch sie verschlechtern damit die Wasserqualität im Swistbach und den Nebenbächen aus bakteriologischer Sicht nicht. Da die mikrobiologische Wassergüte von der obersten Probestelle an II-III beträgt, ist davon auszugehen, daß andere mikrobielle Einträge durch Wild- oder Nutztiere an den Oberläufen der Gewässer eine wesentliche Rolle spielen.

An allen Kläranlagen, an denen eine Probenahme im Gewässer ober- und unterhalb möglich war, ergeben sich im Median Erhöhungen der *Giardia*-Konzentrationen, vorhandene *Cryptosporidium*-Oocysten werden dagegen durch die Einleitungen verdünnt. Als Haupteintragsweg für *Giardia* sind somit die Einleitungen der Kläranlagen anzusehen, wie auch Tab. 23 deutlich zeigt: Rein rechnerisch stammen über 70% der unterhalb der Kläranlage Heimerzheim im Swistbach nachgewiesenen Giardien aus den untersuchten Kläranlagenabläufen.

Der Einfluß von Mischwasserentlastungen kann zum gegenwärtigen Zeitpunkt nur abgeschätzt werden. Aus den Untersuchungen des Entlastungsereignisses am RÜB II der Kläranlage Flerzheim ist aber zu schließen, daß auf diesem Wege erhebliche Frachten in das Gewässer gelangen. Ob diese mit dem großen Wasservolumen verdünnt sofort weitergetragen werden, oder in lenitischen Bereichen der Gewässer sedimentieren, und durch spätere Resuspension nochmals Bedeutung erlangen, muß in weiteren Untersuchungen geklärt werden.

5.5 Einfluß von Ertüchtigungsmaßnahmen an den Kläranlagen auf das Gewässer

Vor allem die mikrobielle Reinigungsleistung der beiden Kompaktanlagen im Vergleich zu den übrigen untersuchten Kläranlagen ist aus hygienisch-mikrobiologischer Sicht unbefriedigend. Um die Effekte von Ertüchtigungsmaßnahmen an den Anlagen abschätzen zu können, wurden Überschlagsrechnungen aus den erhobenen Daten angestellt, die die Frachten und Konzentrationen im Gewässer bei gegenwärtiger Reinigung und bei einer Null-Emission (z.B. durch Mikrofiltration) gegenüberstellen. Die Modellrechnungen gehen allerdings, ebenso wie in Tab. 23, von vielen Vereinfachungen aus: So gehen Resuspensions- und Sedimentationseffekte nicht ein, und auch eine eventuelle Vermehrung oder ein Absterben der Organismen im Wasser wird nicht berücksichtigt. Trotzdem zeigen die Berechnungen durchweg, daß deutliche Effekte vor allem im Bereich der Parasitendauerformen zu erwarten sind. Als Beispiele sind im folgenden die Ergebnisse zum einen der Kläranlage Loch dargestellt, zum anderen eine Gesamtbetrachtung für die Probestelle P10 unterhalb der Kläranlage Heimerzheim, bei der von einer Null-Emission aller untersuchten Kläranlagen ausgegangen wurde.

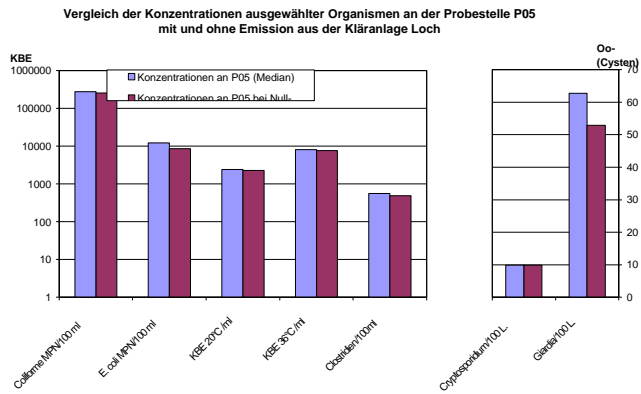


Abb. 27: Rechnerische Auswirkungen einer Null-Emission der Kläranlage Loch auf die mikrobiellen Verhältnisse im Schiefelsbach

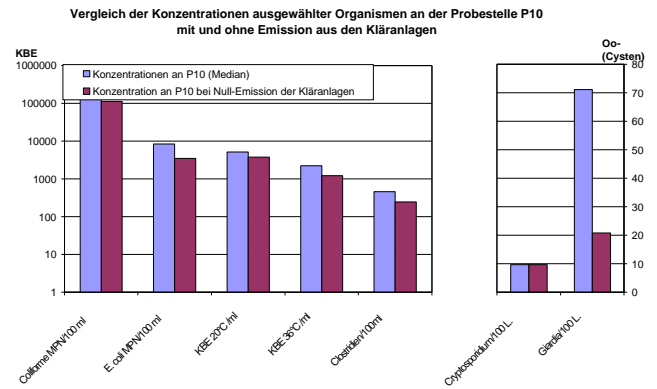


Abb. 28: Rechnerische Auswirkungen einer Null-Emission der Kläranlagen auf die mikrobiellen Verhältnisse im Unterlauf des Swistbaches

Beide Abbildungen zeigen, daß der Einsatz einer Mikrofiltration auf den Kläranlagen sich am deutlichsten im Bereich der *Giardia*-Konzentrationen auf das Gewässer auswirken würde. Die zu erwartenden Änderungen der Bakterienkonzentrationen liegen deutlich niedriger, auch wenn gezeigt werden konnte, daß die Konzentrationen vor allem fäkaler Kontaminationen im Bachverlauf, und damit mit steigendem Einfluß von Siedlungsabwässern, zunehmen.

5.6 Hygienische-medizinische Beurteilung aktueller und zukünftiger Nutzungen

Für den Swistbach und seine Nebengewässer sind keine Nutzungen außer als Vorfluter für die Kläranlagen ausgewiesen. Jedoch sind vielfältige Nutzungen bekannt, und konnten im Feld auch während der Untersuchungen belegt werden. Zu nennen sind in diesem Zusammenhang Badenutzung der Madbachtalsperre, Spielstellen von Kindern im Bach, Viehtränken und Verwendung des Bachwassers zur Beregnung von Sonderkulturen.

Die an Wasser für solche Nutzungen anzulegenden Richtwerte für bakteriologische Parameter werden in dem untersuchten Gewässersystem regelmäßig erreicht oder überschritten (Tab. 9, Seite 80).

Grenz- und Richtwerte für Parasitendauerstadien existieren zur Zeit nicht, jedoch wird der von Haas & Rose (1995) genannte "Action-level" von 10-30 *Cryptosporidium*-Oocysten pro 100 Liter im Gewässer mehrfach erreicht und überschritten, die Konzentrationen der *Giardia*-Cysten liegen (bei gleicher Infektiosität) weit höher. Vor diesem Hintergrund ist für am Bach spielende Kinder durchaus von einem erhöhten Infektionsrisiko auszugehen. Die Verwendung des Wassers für Beregnungszwecke, und der direkte Verzehr des Obstes vom Feld ist nach den Vorgaben der AGA (1991) und unter Berücksichtigung der Resistenz der Parasitendauerstadien gegenüber Umwelteinflüssen ebenfalls als infektionsrelevant anzusehen.

Es ist zu erwarten, daß mit einer weiteren Ertüchtigung der in das Gewässersystem einleitenden Kläranlagen vor allem die Parasitenbelastung deutlich reduziert werden kann (s.o.). Eine Nutzung als Ba-

degewässer nach den gültigen Richtlinien wäre aber auch dann noch nicht möglich, da offenbar andere Kontaminationsquellen gerade für die bakteriologische Belastung eine große Rolle spielen, wie z.B. Nutztiere und Mischwasserabschläge. Solange vor allem der Anteil letzterer nicht geklärt und ggf. reduziert ist, bleibt sowohl die Nutzung als Bade- wie auch als Beregnungswasser aus hygienisch-medizinischer Sicht bedenklich.

5.7 Weiterer Forschungsbedarf

Im Zuge der Bewertung der hier erhobenen Daten ergibt sich eine Reihe von Fragen, auf die zukünftige Untersuchungen zu focussieren sind:

- Die Erfassung der mikrobiellen Belastungen aus Mischwasserabschlägen, sowohl was die Häufigkeit, wie auch was die eingeleiteten Frachten anbelangt.
- Eine räumlich und zeitlich engere Beprobung des Gewässers, um Aufschlüsse über den Verbleib der eingeleiteten Organismen zu erhalten. Dazu gehören auch Untersuchungen des Gewässerseiments unterhalb von Einleitungsstellen als solidere Basis für Bewertung der mit bestimmten Nutzungen verbundenen Infektionsgefahr
- Eine intensivierete Beprobung der kleineren Kläranlagen, um Belastungs- und Reduktionsschwankungen dokumentieren zu können, den Einfluß von Niederschlägen einordnen zu können und Zeit- und Hydraulik-Abhängigkeiten beschreiben zu können
- Eine (Neu-)Bewertung mikrobieller Fließgewässer-Belastungen unter Berücksichtigung realer Nutzungen und erwünschter Nutzungsmöglichkeiten ist bisher noch nicht erfolgt, obwohl vielfach bekannt ist, daß regelmäßige Nutzungen des Gewässers vorliegen.
- Die Entwicklung eines Schemas zur systematischen Beurteilung der hygienisch-mikrobiologischen Fließgewässergüte und eine Einordnung der mikrobiologischen Gewässergüte in die Systeme Gewässergüte und Gewässerstrukturgüte, um die Bewertung der Daten und den Vergleich von Gewässern erheblich zu vereinfachen.

6 Zusammenfassung

Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) des Landes Nordrhein-Westfalen wurde im Zeitraum von August 1999 bis November 2000 vom Hygiene-Institut des Universitätsklinikums Bonn ein Forschungs- und Entwicklungsvorhaben zum mikrobiellen Einfluß von Kläranlagenabläufen auf die Qualität des Swistbaches durchgeführt.

Am Swistbach und an zwei Nebenbächen wurden insgesamt neun Probestellen eingerichtet, die ebenso wie die Zu- und Abläufe von sechs Kläranlagen unterschiedlichen Ausbaugrads mehrfach physikalisch, chemisch, bakteriologisch und parasitologisch untersucht wurden. Außerdem wurde einmalig eine Probe aus einer Mischwasserentlastung genommen. Die Einzelergebnisse der Untersuchungen sind im Datenanhang zusammengestellt.

Das gesamte Untersuchungsgebiet wurde einer gründlichen geoökologischen Charakterisierung unterzogen. Die Daten wurden durch eigene Begehungen, Auswertung vorhandener Literatur und Daten sowie durch Befragung entsprechender Fachinstitutionen gewonnen. Alle Informationen wurden in ein Geographisches Informationssystem überführt. Einige der erstellten Kartenausgaben sind als Anhang beigelegt.

Die Ergebnisse der chemischen Analytik an den Gewässerprobestellen waren unauffällig. Sie dokumentieren den Erfolg der langjährigen Bemühungen um weitergehende Reinigung der eingeleiteten Abwässer. Dies zeigen auch die chemischen Reinigungsleistungen der untersuchten Kläranlagen.

Bakteriologisch ist der Swistbach fast auf seiner ganzen Länge der Güteklasse II-III nach Popp (1998) zuzuordnen. Unterhalb der Kläranlage Miel sinkt die bakteriologische Wassergüte auf III. Potentielle Krankheitserreger wie *Campylobacter* und Vertreter der Gattung *Yersinia* wurden sporadisch nachgewiesen. Die bakteriologische Reinigungsleistung der Kläranlagen liegt je nach Ausbaugrad und Organismus median im Bereich einer Reduktion um zwei bis vier Logarithmenstufen. Die Kläranlagen mit nachgeschalteter Filtration (Flerzheim und Rheinbach) erbrachten die höchste bakteriologische Reduktionsleistung, die Kompaktanlagen (Hilberath und Loch) das geringste Reduktionsvermögen. Dazwischen lagen die Reinigungsergebnisse der beiden Tropfkörperanlagen (Heimerzheim und Miel). Auffallend war der positive Reinigungseffekt einer intensiveren Zwischenklärung (Miel) auf einzelne Mikroorganismen.

Während für die vor allem aus Wild- und Nutztieren ins Gewässer gelangenden Cryptosporidien über die untersuchte Fließstrecke des Gewässers nur eine geringe Steigerung feststellbar war, konnte für

die vor allem vom Menschen ausgeschiedenen Giardien eine deutliche Erhöhung der Konzentrationen mit steigendem Einfluß von Siedlungsabflüssen gezeigt werden. Die parasitologische Reinigungsleistung der untersuchten Kläranlagen liegt für Giardien median zwischen einer und dreieinhalb Logarithmen-Stufen. Auch hier zeigen sich insofern deutliche Parallelen zwischen dem Ausbaugrad der Anlagen und dem Reduktionsvermögen, als daß die Anlagen mit nachgeschalteter Filtration oder einer verstärkten Zwischenklärung (=zusätzliche Sedimentationszeit) deutlich bessere Reinigungsleistungen erbringen als die Kompaktkläranlagen. Cryptosporidien sind bereits im Zulauf der Kläranlagen regelmäßig nicht nachzuweisen.

Es konnte gezeigt werden, daß es durch die Einleitungen der Kläranlagen im Gewässerverlauf zu einer mäßigen Erhöhung der Bakterienkonzentrationen kommt. Eine Null-Emission (z.B. durch abschließende Mikrofiltration) der Kläranlagen würde die bakteriologische Wassergüte allerdings nicht maßgeblich verändern. Auf den Parasitengehalt des Bachwassers würde sich eine Null-Emission aus den Kläranlagen hingegen deutlich auswirken. Es bleibt zu klären, welche weiteren Eintragspfade für Bakterien und Parasiten im Swisteinzugsgebiet bestehen. Vor allem die Rolle von Mischwasserentlastungen und die Möglichkeit von deren Reinigung über Bodenfilter muß dabei geklärt werden.

Für die derzeit bestehenden Nutzungen vor allem des Swistbaches, aber auch einiger seiner Nebenbäche als Resource für Beregnungswasser von Obstkulturen und zur Freizeitgestaltung vor allem von Kindern bestehen aus hygienisch-medizinischer Sicht Bedenken. Eine Infektionsgefahr besteht durch direkte Aufnahme von Bachwasser bzw. beim Direktverzehr von Obst durch Bakterien und Parasitendauerformen, die über die Beregnung aufgebracht wurden.

7 Literatur

7.1 Zeitschriften und Monografien

- Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA), RdErl. d. Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft vom 14. Mai 1991 (IV B 7 1571/11 -30707). In: Landesamt für Wasser und Abfall (Hrsg.)(1991): LWA - Merkblätter Nr. 7
- Althaus, H., Dott, W., Havemeister, G., Müller, H. E., Sacré, C. (1982): Fäkal-Streptokokken als Indikatorkeime des Trinkwassers, in: Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt. Orig. A. 252, S. 154-165
- Bahrenberg G., Giese E., Nipper J. (1990): Statistische Methoden in der Geographie 1, Stuttgart
- Bever, J., Stein, A., Teichmann, H. (1995): Weitergehende Abwasserreinigung. München
- Bever, J., Durchschlag A. (1997): Minimierung der Gesamtemissionen aus Kanalnetz und Kläranlage mittels Simulationsrechnung, In: Korrespondenz Abwasser 44 (3), 449-458
- Bischofsberger, W./ Hegemann, W. (2000): Lexikon der Abwassertechnik. Essen
- Botzenhart, K. (1996): Mikroorganismen im Trinkwasser, in: Dt. Ärztebl., 93/34/35, S. B-1692 - B-1694
- Brosnan, Th.M., O'Shea, L.M. (1996): Sewage abatement and coliform bacteria trends in the lower Hudson-Raritan Estuary since passage of the Clean Water Act., in: Water environment research 68, 1, S.25-35
- Burger, G. (1995): Zur Persistenz von Viren und Bakterien im Wasser, in: Forum Städte Hygiene, 46, S.269-271
- Enriquez, V., Rose, J.B., Enriquez, C.E., C.P. Gerba (1995): Occurrence of Cryptosporidium and Giardia in secondary and tertiary wastewater effluents. In: Betts, W. et al. (eds.). Protozoan parasites and water. The Royal society of Chemistry 84-86
- Erftverband (Hrsg.) (1995): Gewässerauenprogramm NRW – Swist. Teil 1: Wasserwirtschaft und Ökologie. Bergheim
- Erftverband (Hrsg.) (1998): Gruppenklärwerk Flerzheim
- Erftverband (Hrsg.) (1996): Erftverband – Jahresbericht 1996
- Erftverband (Hrsg.) (1988): Erftverband – Jahresbericht 1988

Erftverband (Hrsg.) : Gewässerauenprogramm NRW – Swist –Teil1:Wasserwirtschaft und Ökologie - Kurzfassung

Exner, M., Tuschewitzki, G.-J. (1987): Indikatorbakterien und fakultativ-pathogene Mikroorganismen im Trinkwasser, in: Hyg. u. Med., 12, S. 514-521

Feuerpfeil, I, Schulze, E. (1996): Bakteriologische Wasseruntersuchungen - Fäkalstreptokokken, in: Schulze, E. (Hrsg.): Hygienisch-mikrobiologische Wasseruntersuchungen, G. Fischer-Verlag, Jena, S. 53-59

Feuerpfeil, I. (1996): Bakteriologische Wasseruntersuchungen - Yersinien, in: Schulze, E. (Hrsg.): Hygienisch-mikrobiologische Wasseruntersuchungen, G. Fischer-Verlag, Jena, S.93-99

Feuerpfeil, I., Vobach, V., Schulze E. (1995): Campylobacter und Yersinia-Vorkommen im Rohwasser und Verhalten in der Trinkwasseraufbereitung, in: Vorkommen und Verhalten von Mikroorganismen und Viren im Trinkwasser, DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 91, S.63-90

Fischer M. (1982): Abflußmessungen mit Tracern nach dem Verdünnungsverfahren, In: Beiträge zur Geologie der Schweiz - Hydrologie 28, 447-458

Gornik V. & Exner M. (1991): Cryptosporidium sp. - Vorkommen und Bedeutung eines neuen Erregers im Wasser, In: Forum Stadt-Hygiene 42, 106-108

Gornik, V., Exner, M. (1997): Verhalten von Mikroorganismen und Viren bei der Trinkwasseraufbereitung, in: Vorkommen und Verhalten von Mikroorganismen und Viren im Trinkwasser, DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 91, 173-204

Graw, M. Borchardt, D. (1995): Hygienerelevante Belastungen von Fließgewässern: Bewertung und Sanierungsmöglichkeiten am Beispiel der Lahn , in: gwf Wasser Abwasser 136,11 S.567-71

Gropp, J. (1992): Ernährungsphysiologische Voraussetzungen für vorfluterentlastende Futterrationen. – Arbeiten des Deutschen Fischereiverbandes 56, S.27-38, Hamburg

Haas C.N. & Rose J.B. (1995): Developing an action level for Cryptosporidium, In: JAWWA 87(9), 81-84

Hansen, P.D. (1990): Abwasser aus der Fischintensivhaltung - 7A WHG 29. VWW - Wasserqualitätsziele für die Berufs- und Sportfischerei, in: Aktuelle Probleme der Gewässerverschmutzung, Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes E. V., 50, S. 44-59

Herzog und Troll (1968): Arbeiten zur Rheinischen Landeskunde

- Herzog, W. und C. Troll (1968): Die Landnutzungskarte Nordrhein 1 :100.000, Blatt 1: Köln-Bonn. In: Arbeiten zur rheinischen Landeskunde, H. 28
- Hijnen W.A.M., Houtepen F.A.P., van der Speld W.M.H., van der Kooij D. (1997): Spores of sulphite-reducing clostridia: a surrogate parameter for assessing the effects of water treatment processes on protozoan (oo)cysts?, In: Proceedings of the International Symposium on Waterborne Cryptosporidium 1997, 115-125
- Hoffmann, R. (1990): Arzneimittelrechtliche Möglichkeiten zum Einsatz von Chemikalien als Fischtherapeutika. – Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes E.V., 50, S. 34-37
- Hosang, W. und W. Bischof (1998²): Abwassertechnik. Stuttgart, Leipzig
- Jakob, A. (1996): Bakteriologische Wasseruntersuchungen - Clostridien, in: Schulze, E. (Hrsg.): Hygienisch-mikrobiologische Wasseruntersuchungen, G. Fischer-Verlag, Jena, S.59-65
- Jakob, J. (1996): Bakteriologische Wasseruntersuchungen - Campylobacter, in: Schulze, E. (Hrsg.): Hygienisch-mikrobiologische Wasseruntersuchungen, G. Fischer-Verlag, Jena, S.87-93
- Jephcott A.E., Baker I.A., Bregg N.T. (1986): Outbreak of giardiasis in Sweden, In: Scand J. Inf. Dis 21 Suppl. 1/8, 57-61
- Karanis P., Opiela K., Renroth S. & Seitz H.M. (1996): Possible contamination of Surface Waters with Giardia spp. through Muskrats, In: Zbl. Bakt. 284, 302-306
- Karanis P. & Seitz H. (1996): Vorkommen und Verbreitung von Giardia und Cryptosporidium im Roh- und Trinkwasser von Oberflächenwasserwerken, In: gwf Wasser/Abwasser 137 (2), 94 – 99
- Kimmig P., Meyer J., Schönauer T. (1999): Experimentelle Untersuchungen zur Abklärung eines eventuellen Gesundheitsrisikos bei Beregnung von Pflanzenkulturen mit Oberflächenwässern, In: Jahresbericht des Landesgesundheitsamtes Baden-Württemberg
- Körner, S., Dizer, H., Lopez-Pila, J. M. (1995): Reduzierung von Bakterien- und Coliphagen- Konzentrationen auf der Fließstrecke eines Klärwerksableiters, in: Acta hydrochim. hydrobiol., 23, S. 264-270
- Kramer, M., Quade, G., Hartemann, P., Exner, M. (2001): Waterborne Diseases in Europe – 1986-96, in: AWWA , 48-53
- Kramer, M., Herwaldt, B.L., Craun, G.F., Calderon, R.L., Juranek, D.D. (1996): Surveillance for waterborne-disease outbreaks-United States 1993-94, in: MMWR-CDC-Surveill-Summ 45/1, S.1-33

- Kuczynska E. & Shelton D.R. (1999): Method for detection and enumeration of *Cryptosporidium parvum* in feces, manures and soils, In: Applied and Environmental Microbiology 64(7), 2820-2826
- Landesamt für Datenverarbeitung und Statistik Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (1996): Strukturatlas Rhein Regio – Vereinigung von Wirtschaftskammern zur Förderung der Region Köln/Bonn
- Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (1999): Gewässergütebericht 1997 – Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel in Oberflächengewässern, Berichtszeitraum 1987 - 1997
- Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (1998): Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen – Kartieranleitung
- Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (1997): Gewässergütebericht 1996 – Auswertung des Trendmeßprogramms 1990 - 1995
- Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (1997): Überwachung von Oberflächengewässern in Nordrhein-Westfalen
- Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (1996): Gewässergütebericht 19993/94
- Lisle J.T. & Rose J.B. (1995): *Cryptosporidium* contamination of waters in the USA and UK: a mini-review, In: J. Water SRT - Aqua Vol. 44(3), 103-117
- Loof, M. (1992): Langzeituntersuchung zur Persistenz von *E. coli* in Wässern unterschiedlicher Zusammensetzung, in: Zbl. Hyg., 193, S. 379-394
- MacKenzie W.R., Hoxie N.J., Proctor M.E., Gradus M.S., Blair K.A., Peterson D.E., Kazmierczak J.J., Addiss D.G., Fox K.R., Rose J.B. & Davis J.P. (1994): A massive outbreak in Milwaukee of *Cryptosporidium* infection transmitted through the public water supply, In: New Engl. J. Med. 331(3), S. 161-167
- Madore, M.S., Rose, J.B., Gerba C.P., Arrowood M.J., C.R. Sterling (1987): Occurrence of *Cryptosporidium* in sewage effluents and selected surface waters. J. Parasit. 74 (4), 702-705
- Mascher, F. (1998): Hygienische Bewertung von Abwasser und Klärschlamm aus Kleinkläranlagen, In: Umweltmed. Forsch Prax 3 (1) 31-35
- Medema G.J., Asperen I.A. van, Havelaar A.H. (1997): Assessment of the Exposure of Swimmers to Microbiological Contaminants in Fresh Waters, In: Water Science and Technology Vol.35, No.11-12, 157-163

- Meynen, E., Schmithüsen, J., Gellert, J., Neef, E., Müller-Niny, H. und J.H. Schultze (1959-1962) (Hrsg.): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Bd.II. Bonn
- Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen und landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2000): Gewässergütebericht 2000 - Sonderbericht- 30 Jahre Biologische Gewässerüberwachung in Nordrhein-Westfalen, S. 104-105
- Ong C., Moorehead W., Ross A., Isaac-Renton J. (1996): Studies of *Giardia* spp. And *Cryptosporidium* spp. in two adjacent watersheds, In: Applied and Environmental Microbiology 62(8), 2798-2805
- Popp, W. (1998): Mikrobiologische Bewertung von Fließgewässern. In: Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie, 51:475-489
- Popp, W. (2000): Ursachen bakteriologischer Belastung von Seen. In: Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft - Institut für Wasserforschung (Hrsg.): Seen - Gewässerschutz, Nutzungen und Zielkonflikte, S. 483-497. München, Wien
- Popp, W., Baumann, M., Möller de Vargas, D. (1993): Bewertungsschema zur bakteriologisch-hygienischen Beurteilung der Wasserqualität von Fließgewässern anhand von Fäkalindikatorbakterien als Ergänzung zur biologischen Gewässergütebeurteilung, In: Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie, 47, S. 1-10
- Poremba, K., Hesse, K-J., Colijn, F. (1997): Zur Herkunft coliformer Bakterien in der Meldorfer Bucht (Nordsee), in: gwf Wasser Abwasser, 138/9, S.473-475
- Robert-Koch-Institut (Hrsg.) (1997): EHEC-Infektionen - Erkennung, Verhütung, Bekämpfung, in: Bundesgesundhbl., 40, S. 210-211
- Rose J.B. & Botzenhart K (1990): *Cryptosporidium* und *Giardia* im Wasser - Nachweisverfahren, Häufigkeit und Bedeutung als Krankheitserreger, In: gwf Wasser/Abwasser 131 (10), 563 - 572
- Ruhle, C., Höller, Ch., Gundermann, K.-O. (1990): Quantitative und qualitative Untersuchung von *Yersinia* - Spezies im Abwasser einer Kläranlage, in: Zbl. Hyg., 189, S. 285-299
- Rumm, P., Schmidt, H., Schminke H.K. (1997): Organismenaustrag aus Langsandsfiltern, in: gwf Wasser Abwasser, 138/ 7, S. 355-361

- Saftic, S., Vrouwenvelder H., Heller, O., Schubert, J., v.d. Kooj, D., Rohns, H-P. (1997): Biofilm-Untersuchungen im Trinkwasser-Versorgungssystem der Düsseldorfer Wasserwerke, in: *gwf Wasser Abwasser* 138/10, S. 526-530
- Schindler, P. (1996): Bakteriologische Wasseruntersuchungen - Salmonellen, in: Schulze, E. (Hrsg.): *Hygienisch-mikrobiologische Wasseruntersuchungen*, G. Fischer-Verlag, Jena, S.75-87
- Schleypen, P., Gschöbl, T. (1993): Abwasserbehandlung mit Keimreduzierung? Auswirkung auf die Gewässer, in: *gwf Wasser Abwasser*, 134, S. 275-281
- Schoenen D., Botzenhart K., Exner M., Feuerpfeil I., Hoyer O., Sacré C. und Szewzyk R. (1997): Vermeidung einer Übertragung von Cryptosporidien und Giardien mit dem Wasser, In: *Bundesgesundheitsblatt* 12/97, 466 – 475
- Schoenen, D. (1996): Die hygienisch-mikrobiologische Beurteilung von Trinkwasser, in: *gwf Wasser Abwasser* 137/2, S.72-82
- Schulze, E. (Hrsg.) (1996): *Hygienisch-mikrobiologische Wasseruntersuchungen. Methoden der biologischen Wasseruntersuchung 1*, Gustav Fischer Verlag, Jena
- Schulze, E., Feuerpfeil, I. (1992): Bakterien und Phagenökologie, in: *Bundesgesundhbl.*, 11, S. 561-565
- Seidel, K. (1987): Bewertung und Nachweis weiterer bakteriologischer Parameter, in: Aurand, K. et al. (Hrsg.): *Die Trinkwasserverordnung*, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 2.Auflage, S. 127-137
- Staatliches Amt für Wasser- und Abfallwirtschaft Bonn (heute STUA) und Regierungspräsident Köln (Hrsg.)(1988): *Bewirtschaftungsplan „Swistbach“ mit den Gewässern Swistbach, Wallbach und Schiessbach*
- Steuer, W. (1992): Pathogene Keime im Abwasser nach Kläranlagen und in Vorflutern, in *Öff. Gesundheit.-Wes.*, 44, S. 390-396
- Sykora, J.L., Sorber, C.A., Jakubowski, W., Casson L.W., P.D. Gavaghan (1991): Distribution of Giardia cysts in wastewater. *Wat. Sci. Tech.* 24,187-192
- Thompson R.C.A., Lymbery J.A., Meloni P.B. (1990): Genetic variation in Giardia KUNSTLER 1882: Taxonomic and epidemiological aspects, In: *Protozool. Abstr.* 14, 1-28
- Wagner C., Kimmig P. (1992): Cryptosporidium parvum und Giardia lamblia - Vorkommen in Oberflächen- und Trinkwasser - Bedeutung und Nachweisverfahren, In: *Gesundh.-Wes.* 54, 662 – 665

7.2 Richtlinien und Gesetze

Bezirksregierung Köln (1991): Wasserrechtlicher Erlaubnisbescheid der Kläranlage Rheinbach-Hilberath vom 17.09.1991

Bezirksregierung Köln (1991): Wasserrechtlicher Erlaubnisbescheid der Kläranlage Rheinbach-Flerzheim vom 06.12.1991

Bezirksregierung Köln (1991): Wasserrechtlicher Erlaubnisbescheid der Kläranlage Rheinbach vom 24.01.1991

Bezirksregierung Köln (1991): Wasserrechtlicher Erlaubnisbescheid der Kläranlage Rheinbach-Loch-Queckenberg vom 09.08.1991

Bezirksregierung Köln (1994): Wasserrechtlicher Erlaubnisbescheid der Kläranlage Swisttal-Heimerzheim vom 20.10.1994

Bezirksregierung Köln (1995): Wasserrechtlicher Erlaubnisbescheid der Kläranlage Swisttal-Miel vom 24.01.1995

Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaften über die Qualität der Badegewässer vom 8. Dezember 1975 (76/160/EWG), 137. Ergänzung - SMBl. NW (Stand 1. Mai 1980), Ministerialblatt für das Land Nordrhein-Westfalen, Nr. 36 einschl.

Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete; I. Teil: Schutzgebiete für Trinkwasser. In: DVGW - Arbeitsblatt W 101

7.3 Kartenmaterial

Amtlich Topographisch-Kartographisches Informationssystem (ATKIS[®]) NRW

Topographische Karten 1 : 25 000, Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen, Bonn

Blatt 5207, Bornheim, 1996

Blatt 5307, Rheinbach, 1996

Blatt 5308, Bonn-Bad Godesberg, 1995

Blatt 5407, Altenahr, 1996

Blatt 5408, Bad Neuenahr-Ahrweiler, 1997

Geologische Karten 1:100 000, Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, Krefeld

Blatt C 5506, Bonn, 1987

Kreiskarte 1:50.000, Stadt Bonn – Rhein-Sieg-Kreis, Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen, Bonn, 1997

7.4 Interviewpartner/innen

Herr Artmann, Staatliches Forstamt Bonn, persönliches Informationsgespräch am 22.01.01

Herr Beier, Erftverband, persönliches Informationsgespräch am 16.10.00

Frau Berger, Untere Wasserbehörde des Rhein-Sieg-Kreises, telefonisches Informationsgespräch am 22.6.00

Herr Böning, Erftverband, persönliches Informationsgespräch am 16.10.00

Herr Daniel, Landwirtschaftskammer Rheinland, persönliches Informationsgespräch am 15.11.00

Herr Rahimi, Erftverband, persönliches Informationsgespräch am 12.10.99

Frau Wenner, Untere Wasserbehörde des Rhein-Sieg-Kreises, telefonisches Informationsgespräch am 12.5.00

8 Kartenanhang

Karte 1: Landschaftsräume im Einzugsgebiet des Swistbaches

Karte 2: Die Landnutzung im Einzugsgebiet des Swistbaches

Karte 3: Biotopverbundflächen im Einzugsgebiet des Swistbaches

Karte 4: Gewässerstrukturgüte des Swistbaches

Karte 5: Detailkarte Gewässerstrukturgüte

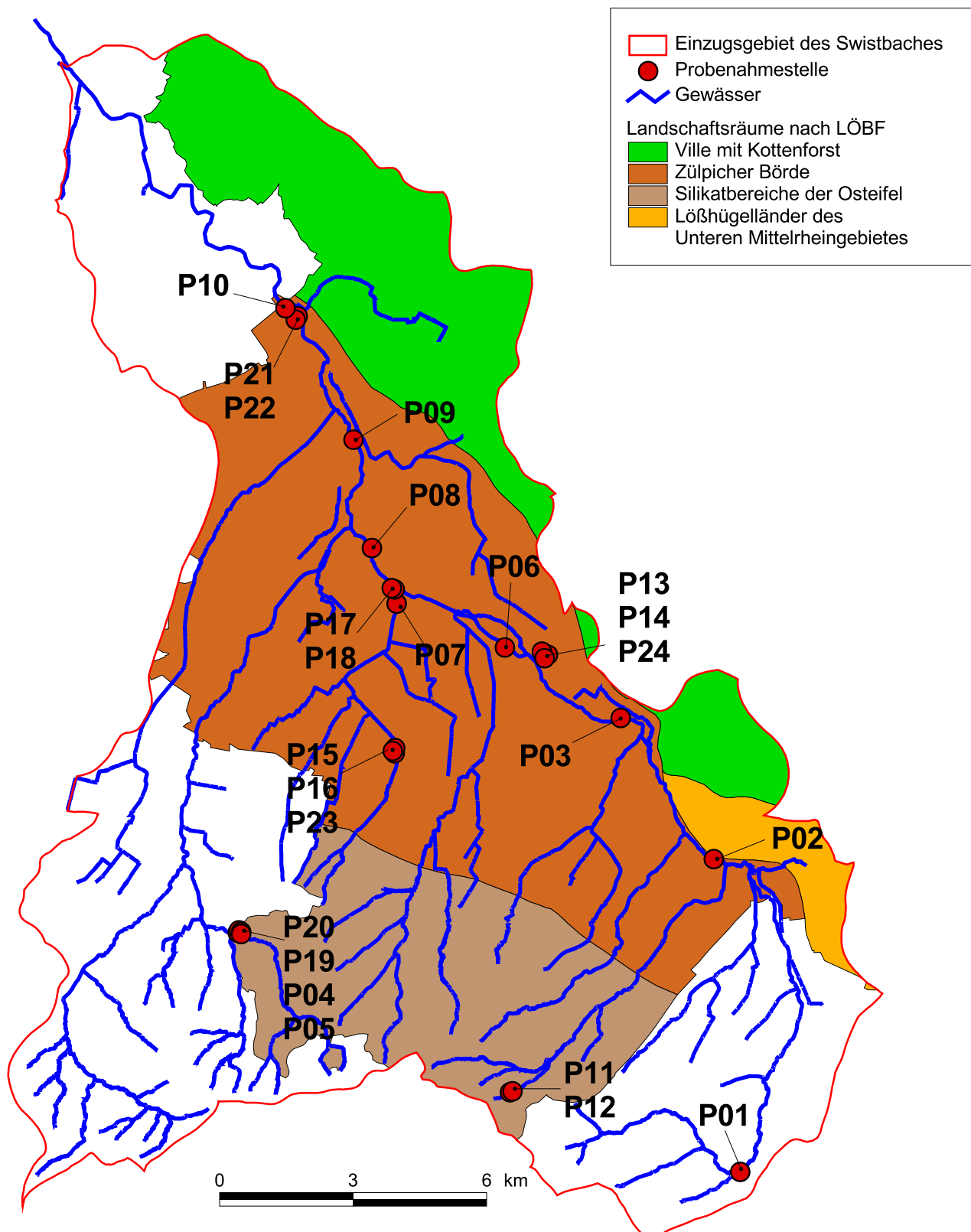
Karte 6: Entwässerungsgebiete der Kläranlagen und Gewässergüte

Karte 7: Landnutzung in der Swistbachaue

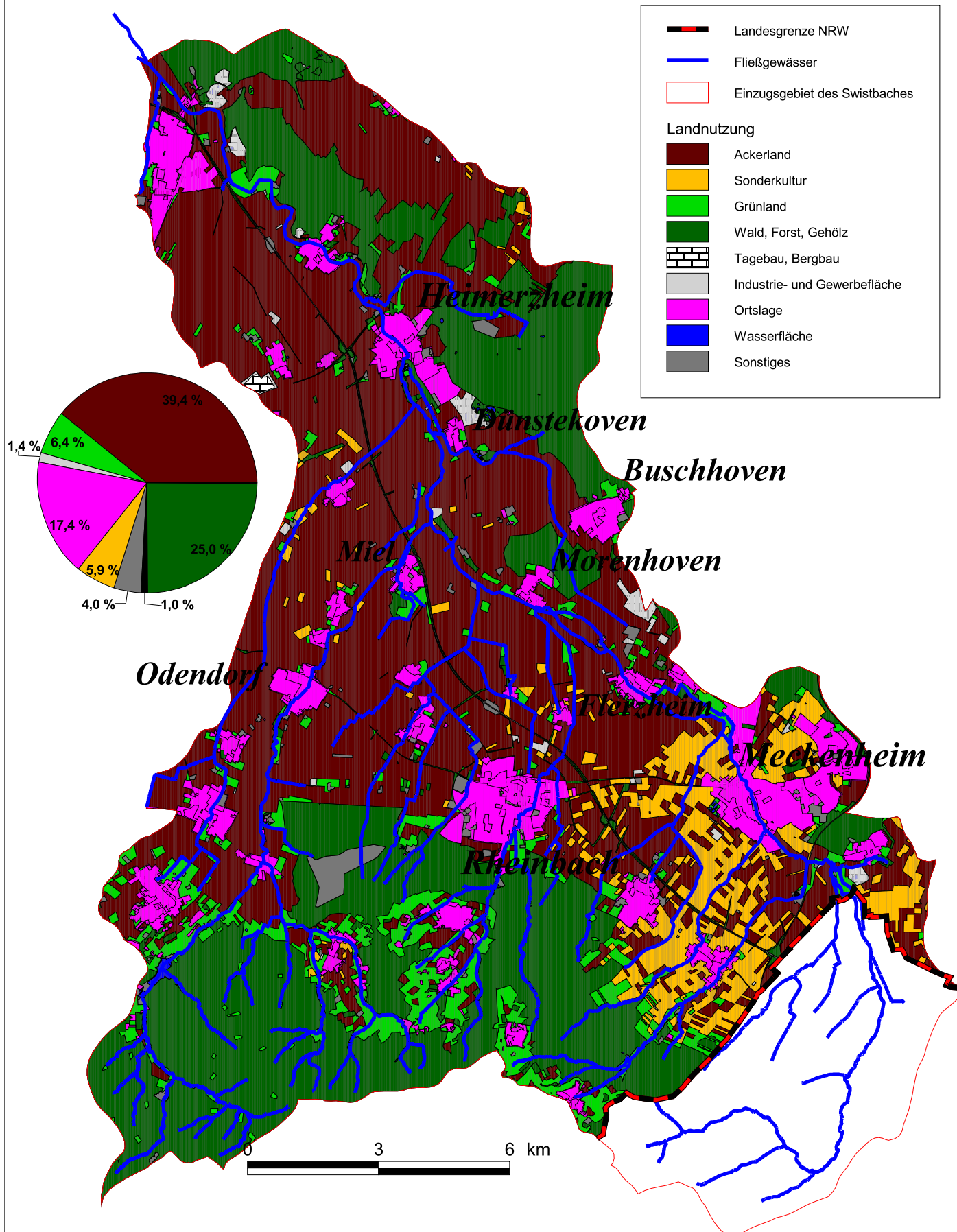
Karte 8: Lage der landwirtschaftlichen Betriebe im Einzugsgebiet des Swistbaches

Karte 9: Entfernung landwirtschaftlicher Betriebe zum Gewässer

Landschaftsräume im Einzugsgebiet des Swistbaches

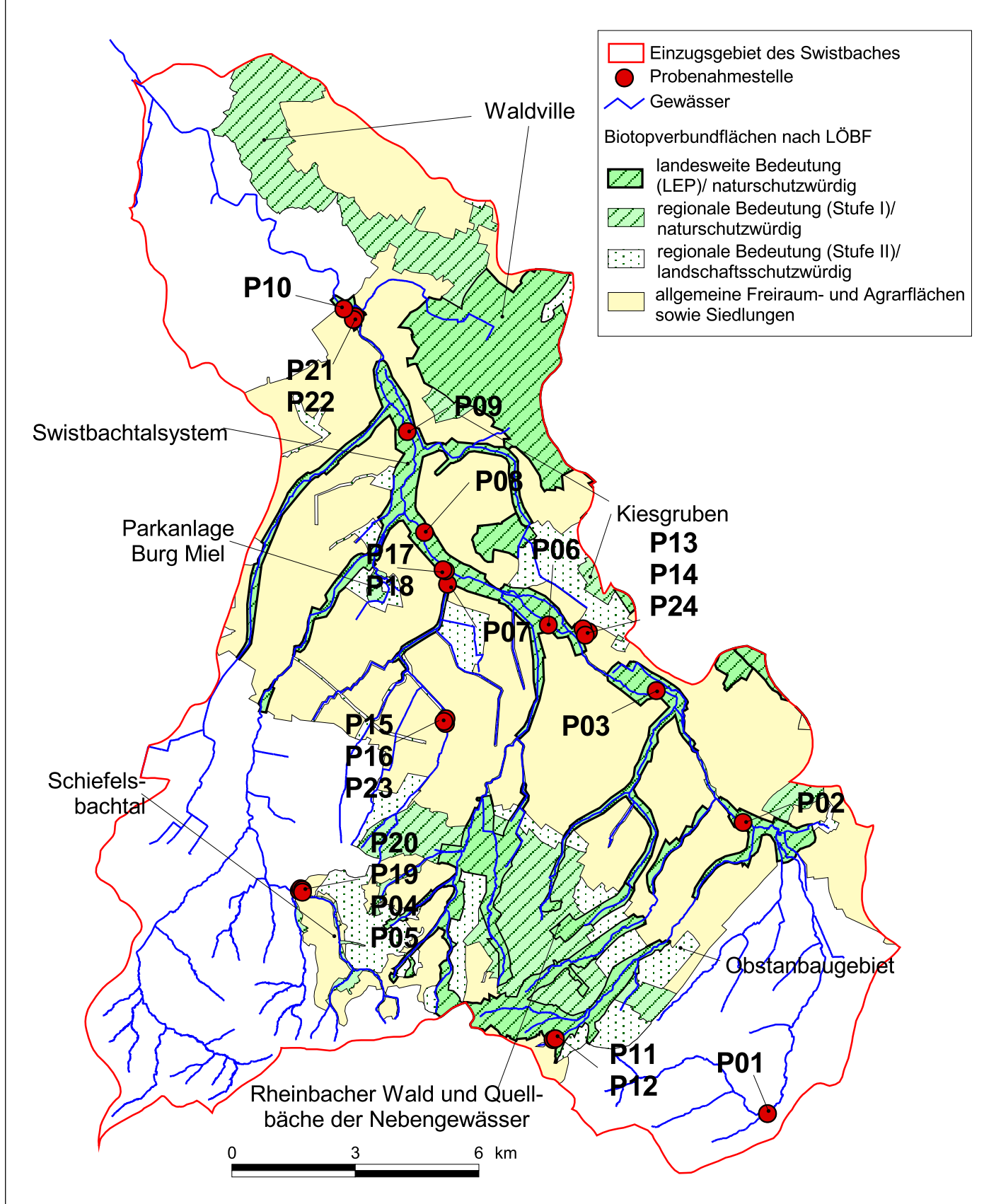


Landnutzung im Einzugsgebiet des Swistbaches

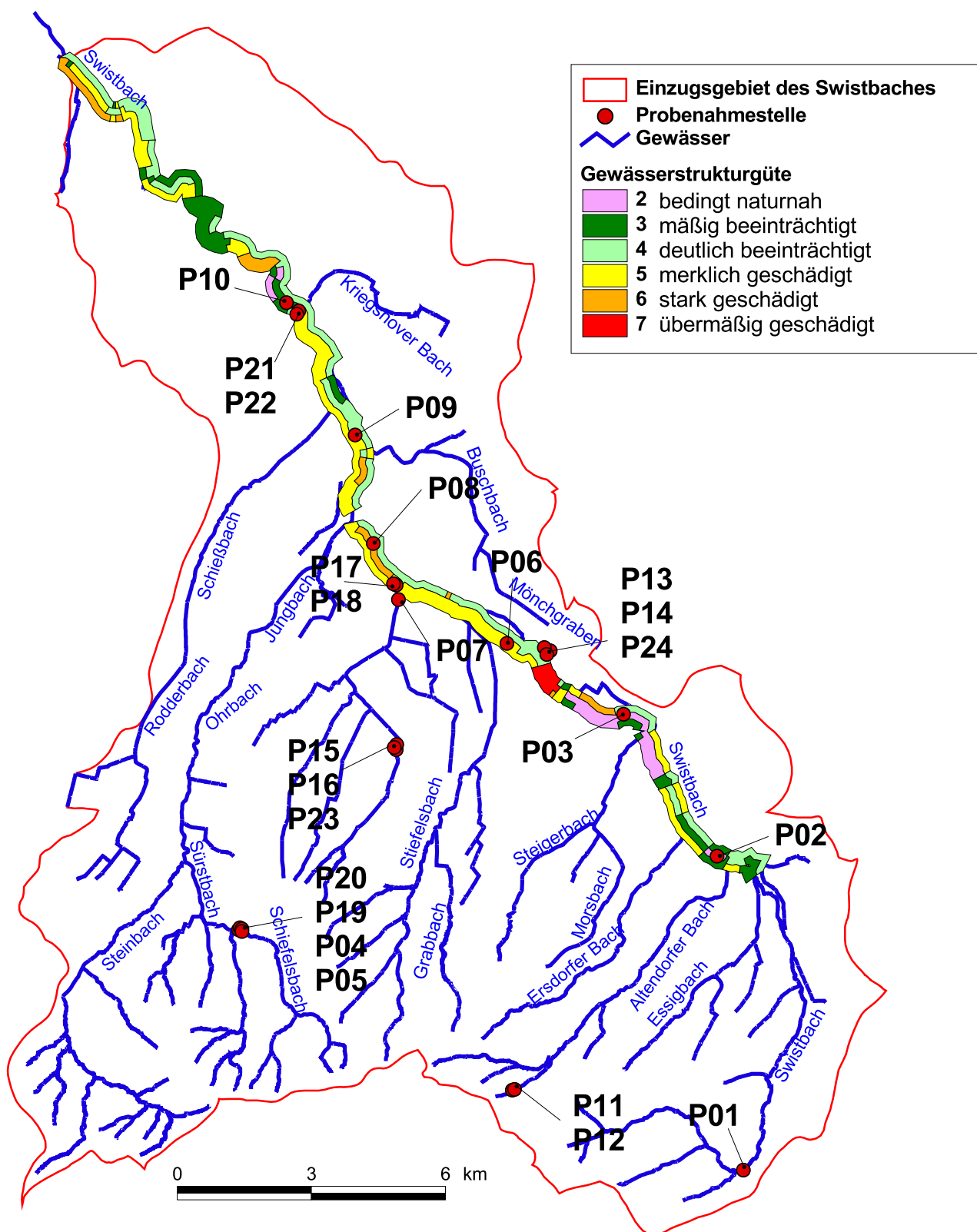


Quelle: Amtlich Topographisch-Kartographisches Informationssystem NRW (ATKIS)
 Entwurf und Kartographie: Hygiene-Institut der Universität Bonn, 2000

Biotopverbundflächen im Einzugsgebiet des Swistbaches



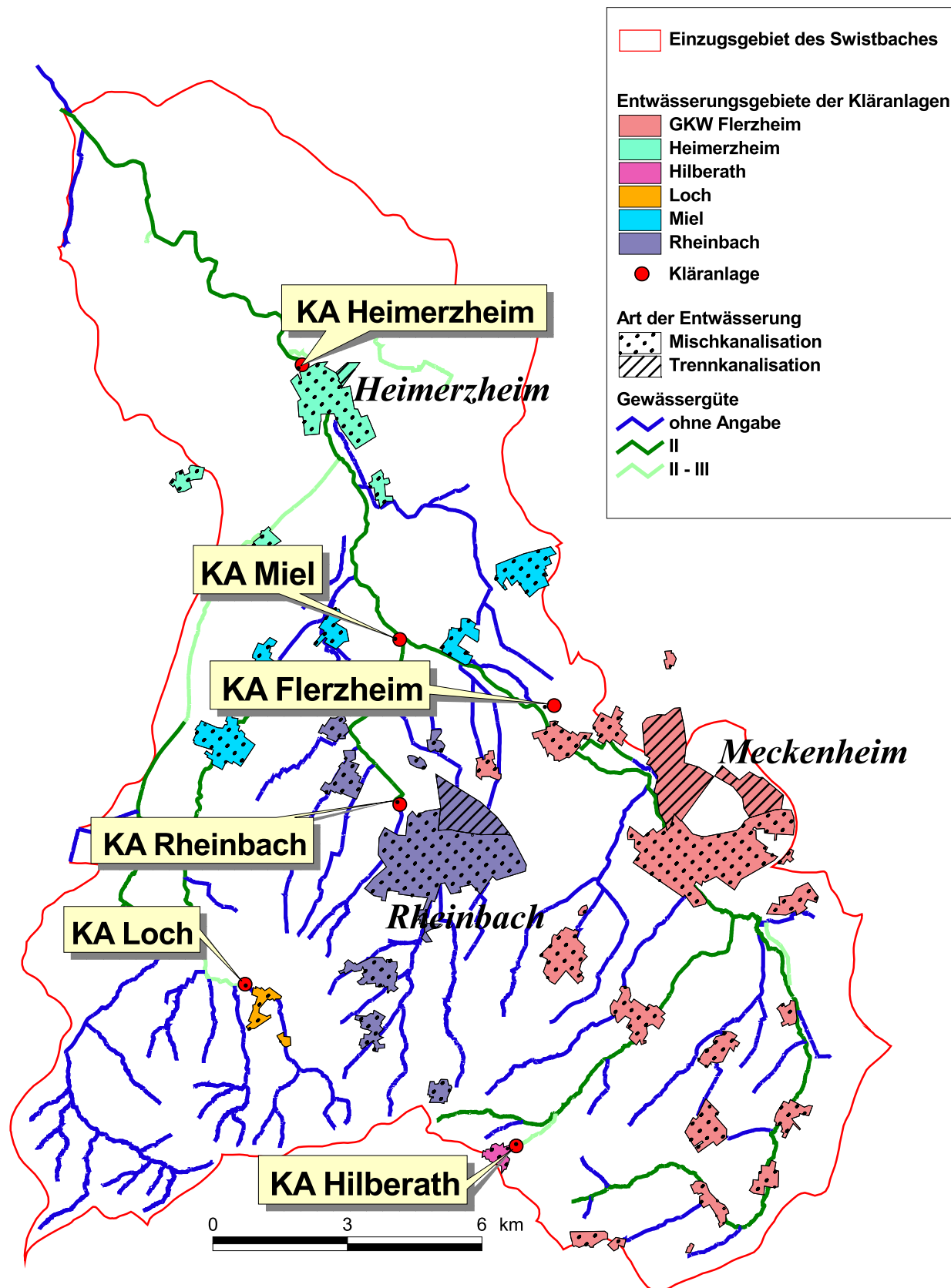
Gewässerstrukturgüte des Swistbaches



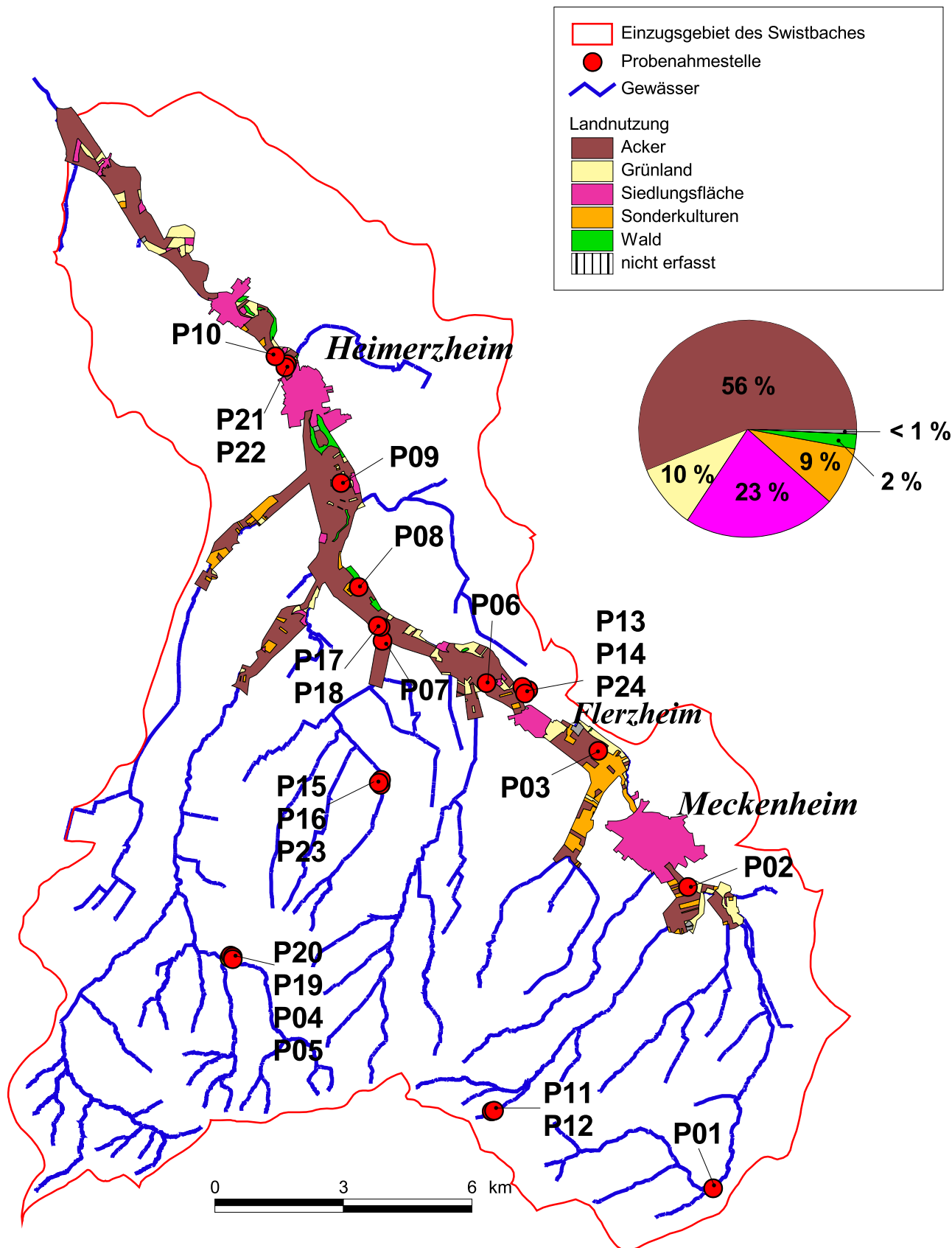
Quelle: Staatliches Umweltamt Köln 2000

Entwurf und Kartographie: Hygiene-Institut der Universität Bonn, 2000

Entwässerungsgebiete der Kläranlagen und Gewässergüte

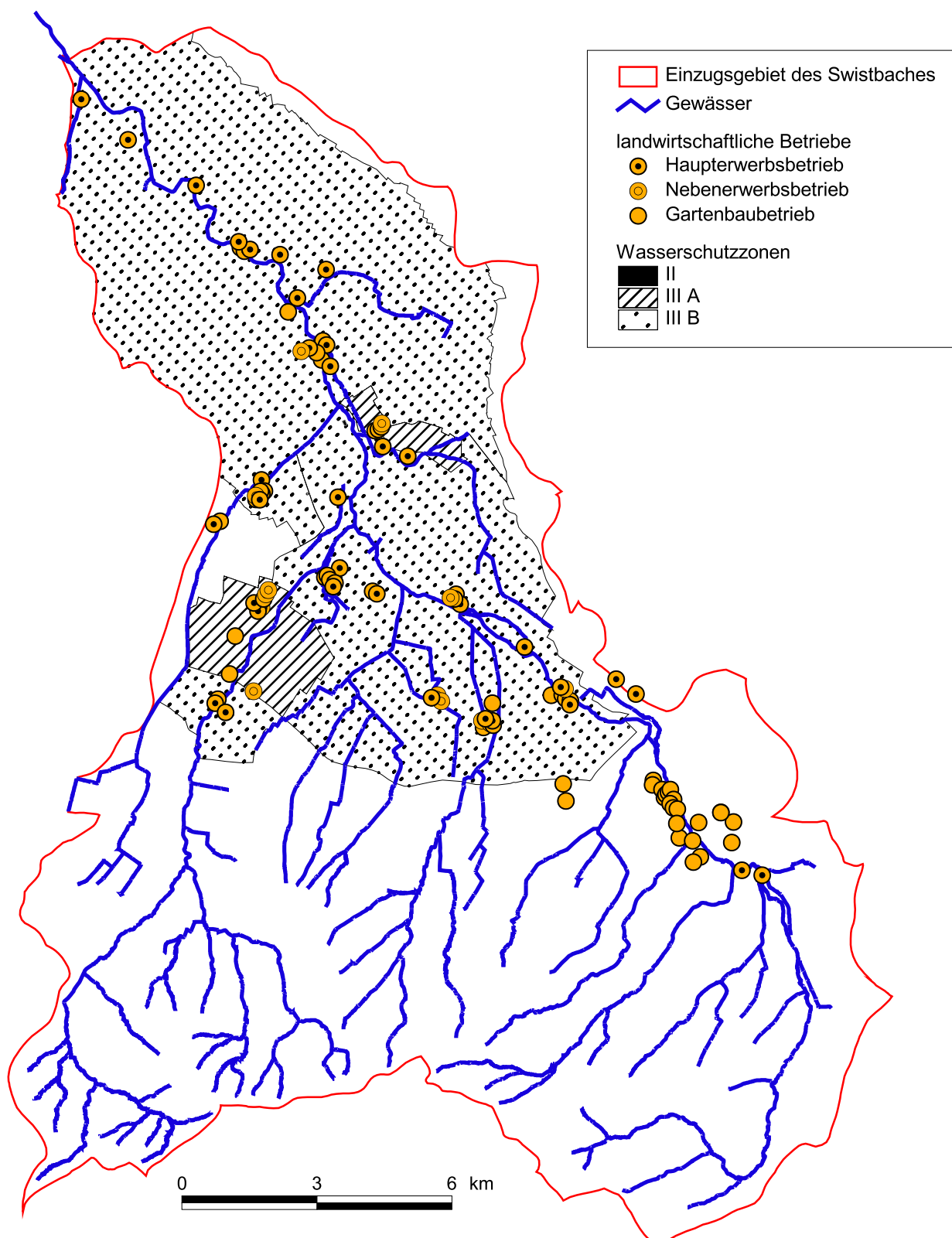


Landnutzung in der Swistbachaue

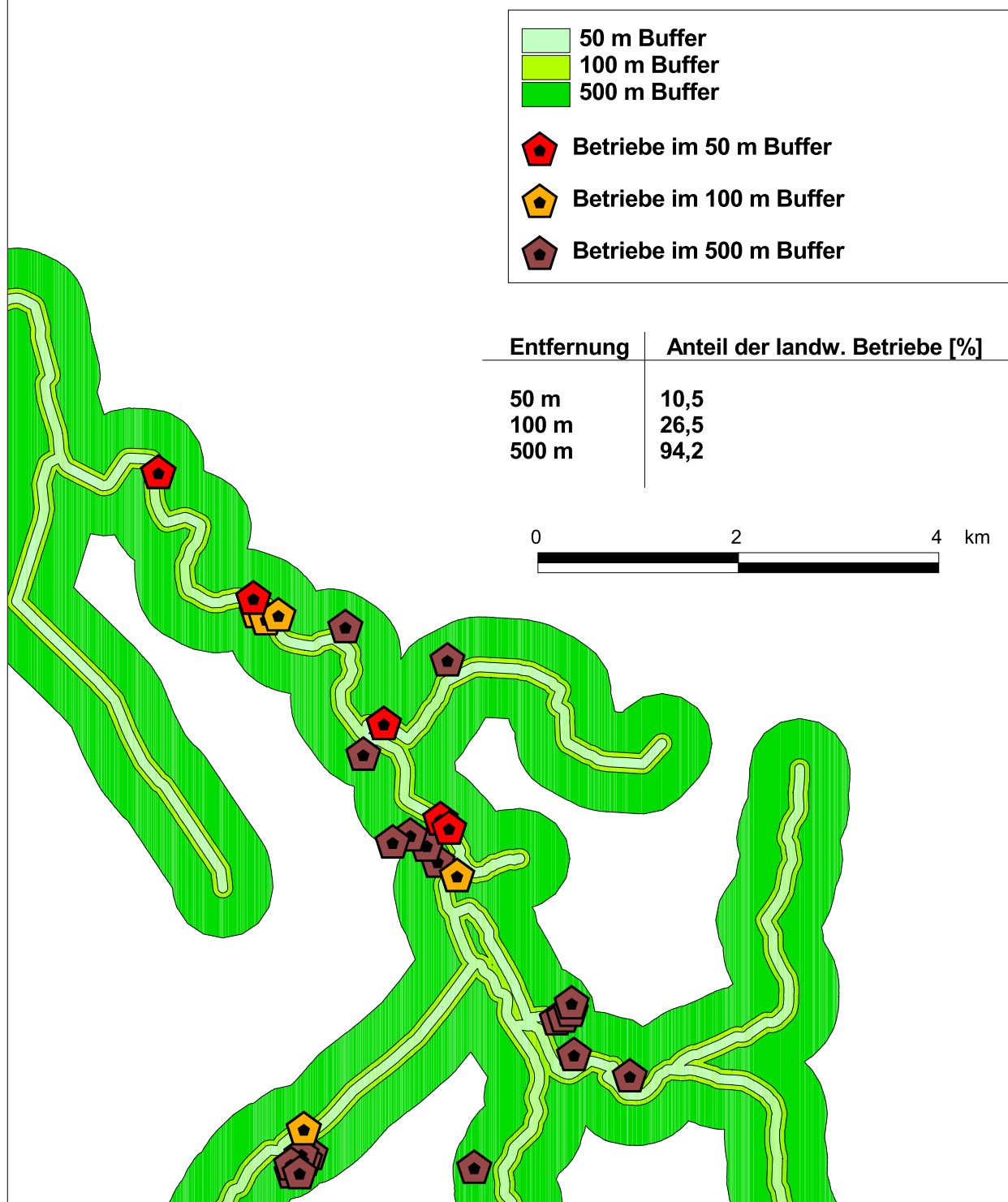


Quelle: Landwirtschaftlicher Fachbeitrag zum Swistauenkonzept 1998 und eigene Erhebungen 2000
 Entwurf und Kartographie: Hygiene-Institut der Universität Bonn, 2000

Lage der landwirtschaftlichen Betriebe im Einzugsgebiet des Swistbaches



Detaildarstellung der Entfernung einiger landwirtschaftlicher Betriebe zum Gewässer



9 Datenanhang

Vor Ort Parameter

Chemische Untersuchungen

Mikrobiologische Untersuchungen

Parasitologische Untersuchungen

P01, Swistbach, oberhalb Holzweiler (Esch)

Datum	Färbung (-)	Geruch (-)	Geruchsart (-)	pH (-)	Sauerstoff (mg/l)	Temperatur, Luft (°C)	Temperatur, Wasser (°C)	Trübung (TE/F)	Durchfluß (l/s)
07.09.99	farblos	ohne	geruchlos	7,6	7,3	26,0	16,9	4,4	
14.12.99	gelb	ohne	geruchlos	7,5	13,5	3,6	4,5	10,6	49,7
17.04.00	farblos	ohne	geruchlos	7,5	12,5	13,7	8,7	n. a.	23,1
05.06.00	farblos	ohne	geruchlos	7,4	8,8	18,9	14,4	16,9	7,6

P03, Swistbach, oberhalb KA Flerzheim (Lüftelberg)

Datum	Färbung (-)	Geruch (-)	Geruchsart (-)	pH (-)	Sauerstoff (mg/l)	Temperatur, Luft (°C)	Temperatur, Wasser (°C)	Trübung (TE/F)	Durchfluß (l/s)
13.09.99	farblos	ohne	geruchlos	8,5	17,9	30,6	20,5	3,5	4,1
30.11.99	gelb	ohne	geruchlos	8,3	13,1	8,3	6,5	6,3	26,9
20.03.00	farblos	ohne	geruchlos	8,8	19,3	11,8	6,8	5,1	162
10.07.00	gelb	ohne	geruchlos	8,1	11,6	18,1	13,4	27,7	154

P04, Sürstbach, oberhalb KA Loch

Datum	Färbung (-)	Geruch (-)	Geruchsart (-)	pH (-)	Sauerstoff (mg/l)	Temperatur, Luft (°C)	Temperatur, Wasser (°C)	Trübung (TE/F)	Durchfluß (l/s)
25.10.99	gelb	schwach	erdig	7,1	8,3	10,2	9,2	2,7	
03.07.00	braun	schwach	Fäkalien	8,0	8,7	18,1	17,3	115	20,7

P05, Sürstbach, unterhalb KA Loch

Datum	Färbung (-)	Geruch (-)	Geruchsart (-)	pH (-)	Sauerstoff (mg/l)	Temperatur, Luft (°C)	Temperatur, Wasser (°C)	Trübung (TE/F)	Durchfluß (l/s)
26.10.99	gelb	schwach	andere	7,5	8,7	12,6	11,9	4,2	
04.07.00	gelb	schwach	fäkalien	7,7	9,9	17,9	15,3	301	75

P06, Swistbach, unterhalb KA Flerzheim (Müttinghoven)

Datum	Färbung (-)	Geruch (-)	Geruchsart (-)	pH (-)	Sauerstoff (mg/l)	Temperatur, Luft (°C)	Temperatur, Wasser (°C)	Trübung (TE/F)	Durchfluß (l/s)
13.09.99	braun	ohne	geruchlos	8,0	10,6	22,5	20,1	6,4	106
29.11.99	gelb	ohne	geruchlos	7,9	13,0	9,4	9,6	2,7	70
20.03.00	farblos	schwach	erdig	8,0	18,4	10,3	7,0	5,6	467
10.07.00	gelb	ohne	geruchlos	7,8	11,6	13,3	15,6	17,7	437

P07, Wallbach, an Kreisstraße 52

Datum	Färbung (-)	Geruch (-)	Geruchsart (-)	pH (-)	Sauerstoff (mg/l)	Temperatur, Luft (°C)	Temperatur, Wasser (°C)	Trübung (TE/F)	Durchfluß (l/s)
18.10.99	farblos	ohne	geruchlos	7,7	11,2	9,0	8,1	10,7	
25.04.00	gelb	schwach	Fäkalien	8,7	17,4	25,4	17,3	5,9	

P08, Swistbach, unterhalb KA Miel, oberhalb B56 (Miel)

Datum	Färbung (-)	Geruch (-)	Geruchsart (-)	pH (-)	Sauerstoff (mg/l)	Temperatur, Luft (°C)	Temperatur, Wasser (°C)	Trübung (TE/F)	Durchfluß (l/s)
19.10.99	gelb	schwach	erdig	8,2	11,7	13,1	11,1	5,3	
10.01.00	gelb	ohne	geruchlos	8,1	14,4	11,3	6,5	3,9	138
22.05.00	gelb	ohne	geruchlos	7,6	11,4	13,4	14,0	5,3	398
19.06.00	gelb	ohne	geruchlos	7,9	9,8	30,4	19,7	8,0	79

P09, Swistbach, oberhalb KA Heimerzheim (Dünstekoven)

Datum	Färbung (-)	Geruch (-)	Geruchsart (-)	pH (-)	Sauerstoff (mg/l)	Temperatur, Luft (°C)	Temperatur, Wasser (°C)	Trübung (TE/F)	Durchfluß (l/s)
04.10.99	braun	ohne	geruchlos	7,9	10,3	13,0	12,8	12,2	
24.01.00	gelb	ohne	geruchlos	8,4	19,9	1,1	2,3	13,3	291
13.06.00	gelb	ohne	geruchlos	7,8	8,9	20,2	16,4	6,1	70
17.07.00	gelb	ohne	geruchlos	7,7	12,0	16,0	14,4	21,5	183

P10, Swistbach, unterhalb KA Heimerzheim (Heimerzheim)

Datum	Färbung (-)	Geruch (-)	Geruchsart (-)	pH (-)	Sauerstoff (mg/l)	Temperatur, Luft (°C)	Temperatur, Wasser (°C)	Trübung (TE/F)	Durchfluß (l/s)
05.10.99	braun	ohne	geruchlos	8,0	9,9	11,5	13,0	15,2	
24.01.00	gelb	ohne	geruchlos	8,2	20,0	1,2	1,5	14,9	263
13.06.00	gelb	ohne	geruchlos	8,5	12,8	28,5	22,0	4,8	70
18.07.00	gelb	ohne	geruchlos	8,1	10,3	18,9	14,7	17,5	248

P11, KA Hilberath, Zulauf

Datum	Färbung (-)	Geruch (-)	Geruchsart (-)	pH (-)	Sauerstoff (mg/l)	Temperatur, Luft (°C)	Temperatur, Wasser (°C)	Trübung (TE/F)	Durchfluß (l/s)
20.09.99	braun	stark	Fäkalien	8,7	3,0	21,6	17,4	388	0,50
08.11.99	braun	stark	Urin	9,0	4,8	9,7	12,5	403	0,50
10.01.00	gelb	stark	Urin	8,4	12,3	2,6	7,8	135	1,0
17.04.00	grau	stark	Urin	9,1	5,5	13,3	9,5	193	0,50
29.05.00	gelb	stark	Urin	8,4	3,9	11,2	13,0	252	1,0

P12, KA Hilberath, Ablauf

Datum	Färbung (-)	Geruch (-)	Geruchsart (-)	pH (-)	Sauerstoff (mg/l)	Temperatur, Luft (°C)	Temperatur, Wasser (°C)	Trübung (TE/F)	Durchfluß (l/s)
27.09.99	farblos	schwach	Fäkalien	6,9	3,3	23,5	17,4	1,4	0,50
15.11.99	gelb	ohne	geruchlos	7,3	10,3	3,2	9,7	<0,1	0,50
17.01.00	gelb	schwach	Fäkalien	7,2	12,1	5,5	7,1	2,2	1,0
25.04.00	farblos	ohne	geruchlos	6,9	4,0	18,2	11,8	4,9	0,25
05.06.00	gelb	ohne	geruchlos	6,8	4,4	18,6	16,6	2,9	0,50

P13, KA Flerzheim, Zulauf

<i>Datum</i>	<i>Färbung (-)</i>	<i>Geruch (-)</i>	<i>Geruchsart (-)</i>	<i>pH (-)</i>	<i>Sauerstoff (mg/l)</i>	<i>Temperatur, Luft (°C)</i>	<i>Temperatur, Wasser (°C)</i>	<i>Trübung (TE/F)</i>	<i>Durchfluß (l/s)</i>
11.10.99	gelb	mittel	Urin	8,3	1,7	17,6	18,1	250	148
22.11.99	braun	stark	Fäkalien	8,4	5,7	1,7	11,9	253	183
03.01.00	braun	stark	Fäkalien	8,4	6,3	7,8	11,1	262	202
14.02.00	braun	stark	Urin	8,3	7,4	5,6	10,1	249	153
13.03.00	braun	stark	Fäkalien	8,6	10,3	11,8	10,9	194	161
10.04.00	braun	stark	Fäkalien	8,0	5,2	12,5	12,0	246	153
15.05.00	braun	stark	Urin	8,0	5,2	24,4	14,8	181	144
26.06.00	braun	stark	Urin	8,1	5,6	17,6	17,2	208	139
24.07.00	braun	stark	Fäkalien	7,6		18,8	16,6	150	417
21.08.00	braun	stark	Fäkalien	7,6	5,5	21,0	18,2	129	347

P14, KA Flerzheim, Ablauf

<i>Datum</i>	<i>Färbung (-)</i>	<i>Geruch (-)</i>	<i>Geruchsart (-)</i>	<i>pH (-)</i>	<i>Sauerstoff (mg/l)</i>	<i>Temperatur, Luft (°C)</i>	<i>Temperatur, Wasser (°C)</i>	<i>Trübung (TE/F)</i>	<i>Durchfluß (l/s)</i>
12.10.99	farblos	ohne	geruchlos	7,6	9,3	16,4	16,8	<0,1	9,2
23.11.99	gelb	ohne	geruchlos	6,9	10,9	6,2	10,8	2,9	333
04.01.00	gelb	ohne	geruchlos	7,5	11,9	6,0	10,2	3,1	217
15.02.00	gelb	ohne	geruchlos	7,0	15,5	7,0	9,9	1,1	92
14.03.00	farblos	ohne	geruchlos	6,9	15,5	11,5	11,0	1,1	153
11.04.00	farblos	ohne	geruchlos	7,5	14,6	15,3	11,9	0,81	119
16.05.00	gelb	ohne	geruchlos	7,4	9,2	26,0	7,4	1,0	147
27.06.00	gelb	ohne	geruchlos	7,0	9,1	15,5	17,2	2,2	158
25.07.00	gelb	ohne	geruchlos	6,9	10,2	16,7	17,3	1,3	375
22.08.00	farblos	ohne	geruchlos	7,1		24,8	18,7	1,0	264

P15, KA Rheinbach, Zulauf

Datum	Färbung (-)	Geruch (-)	Geruchsart (-)	pH (-)	Sauerstoff (mg/l)	Temperatur, Luft (°C)	Temperatur, Wasser (°C)	Trübung (TE/F)	Durchfluß (l/s)
11.10.99	grau	stark	Fäkalien	8,1	2,3	18,1	16,9	250	46,6
22.11.99	grau	stark	Fäkalien	8,6	8,4	4,6	9,9	195	177
03.01.00	braun	schwach	Fäkalien	8,6	5,5	7,9	11,5	305	250
14.02.00	grau	stark	Urin	8,4		7,2	12,7	178	71
13.03.00	braun	stark	Fäkalien	6,9	9,0	14,7	11,6	208	56
10.04.00	braun	stark	Fäkalien	8,6	9,5	12,3	12,6	271	210
15.05.00	gelb	stark	andere	8,1	2,9	33,8	15,9	254	67
26.06.00	gelb	stark	Urin	8,3	3,1	16,5	17,5	254	41,7
24.07.00	braun	stark	Fäkalien	8,1	6,2	20,3	17,0	163	133
21.08.00	braun	stark	andere	7,9	4,4	20,3	18,5	105	183

P16, KA Rheinbach, Ablauf

Datum	Färbung (-)	Geruch (-)	Geruchsart (-)	pH (-)	Sauerstoff (mg/l)	Temperatur, Luft (°C)	Temperatur, Wasser (°C)	Trübung (TE/F)	Durchfluß (l/s)
12.10.99	farblos	ohne	geruchlos	7,2	10,1	20,3	16,3	<0,1	118
23.11.99	gelb	ohne	geruchlos	7,2	9,9	7,7	10,9	1,0	
06.01.00	farblos	ohne	geruchlos	7,6	11,5	7,8	9,9	1,2	300
15.02.00	gelb	ohne	geruchlos	7,4	11,4	10,2	10,3	0,76	69
14.03.00	farblos	ohne	geruchlos	7,2	14,1	12,8	11,3	0,41	122
11.04.00	farblos	ohne	geruchlos	7,6	15,8	13,9	12,0	0,52	96
16.05.00	gelb	ohne	geruchlos	7,3	8,4	25,9	18,5	0,96	38,8
27.06.00	farblos	ohne	geruchlos	7,8	9,3	18,3	17,6	0,72	44,4
25.07.00	gelb	ohne	geruchlos	7,7	10,2	19,1	17,8	0,91	167
22.08.00	farblos	ohne	geruchlos	7,8		26,1	19,3	0,84	197

P17, KA Miel, Zulauf

<i>Datum</i>	<i>Färbung (-)</i>	<i>Geruch (-)</i>	<i>Geruchsart (-)</i>	<i>pH (-)</i>	<i>Sauerstoff (mg/l)</i>	<i>Temperatur, Luft (°C)</i>	<i>Temperatur, Wasser (°C)</i>	<i>Trübung (TE/F)</i>	<i>Durchfluß (l/s)</i>
02.11.99	grau	stark	Urin	7,2	5,6	13,2	14,3	62	108
06.12.99	gelb	stark	Fäkalien	8,5	5,1	4,9	11,4	329	23,0
28.02.00	gelb	stark	Fäkalien	8,5	9,8	10,2	9,2	293	30,0
22.05.00	gelb	mittel	Urin	8,4	4,8	12,9	13,8	81	57
19.06.00	braun	stark	Fäkalien	8,3	7,6	30,1	16,4	217	35,2

P18, KA Miel, Ablauf

<i>Datum</i>	<i>Färbung (-)</i>	<i>Geruch (-)</i>	<i>Geruchsart (-)</i>	<i>pH (-)</i>	<i>Sauerstoff (mg/l)</i>	<i>Temperatur, Luft (°C)</i>	<i>Temperatur, Wasser (°C)</i>	<i>Trübung (TE/F)</i>	<i>Durchfluß (l/s)</i>
03.11.99	gelb	schwach	andere	8,0	10,5	9,7	13,2	2,8	30,0
07.12.99	gelb	ohne	geruchlos	8,2	12,1	6,4	8,3	2,9	38,0
29.02.00	gelb	schwach	fäkalien	8,0	15,4	8,2	8,7	1,5	30,0
23.05.00	gelb	ohne	geruchlos	7,3	10,2	16,0	13,9	1,2	53
20.06.00	gelb	ohne	geruchlos	7,9	8,7	30,1	19,3	3,5	19,0

P19, KA Loch, Zulauf

<i>Datum</i>	<i>Färbung (-)</i>	<i>Geruch (-)</i>	<i>Geruchsart (-)</i>	<i>pH (-)</i>	<i>Sauerstoff (mg/l)</i>	<i>Temperatur, Luft (°C)</i>	<i>Temperatur, Wasser (°C)</i>	<i>Trübung (TE/F)</i>	<i>Durchfluß (l/s)</i>
25.10.99	grau	stark	Fäkalien	8,3	8,3	13,6	14,1	195	3,0
17.01.00	braun	stark	andere	8,3	13,6	5,8	9,6	181	3,5
03.04.00	braun	schwach	Urin	7,4	10,5	16,1	9,5	66	8,0
29.05.00	gelb	stark	Urin	8,2	8,4	15,6	13,4	201	7,5
03.07.00	braun	stark	Fäkalien	8,1	7,8	21,6	16,5	442	2,0

P20, KA Loch, Ablauf

<i>Datum</i>	<i>Färbung (-)</i>	<i>Geruch (-)</i>	<i>Geruchsart (-)</i>	<i>pH (-)</i>	<i>Sauerstoff (mg/l)</i>	<i>Temperatur, Luft (°C)</i>	<i>Temperatur, Wasser (°C)</i>	<i>Trübung (TE/F)</i>	<i>Durchfluß (l/s)</i>
26.10.99	gelb	schwach	andere	6,9	3,6	14,9	14,6	17,0	
18.01.00	gelb	schwach	Fäkalien	7,3	7,2	6,6	8,8	5,5	7,5
04.04.00	farblos	schwach	andere	7,0	9,2	12,6	9,6	1,8	7,0
30.05.00	gelb	ohne	geruchlos	6,8	3,7	18,4	15,1	4,4	3,0
04.07.00	gelb	ohne	geruchlos	7,2	6,8	21,9	15,4	17,9	15,0

P21, KA Heimerzheim, Zulauf

<i>Datum</i>	<i>Färbung (-)</i>	<i>Geruch (-)</i>	<i>Geruchsart (-)</i>	<i>pH (-)</i>	<i>Sauerstoff (mg/l)</i>	<i>Temperatur, Luft (°C)</i>	<i>Temperatur, Wasser (°C)</i>	<i>Trübung (TE/F)</i>	<i>Durchfluß (l/s)</i>
21.09.99	braun	stark		8,1	1,3	20,1	19,7	356	8,7
09.11.99	braun	stark	Urin	8,3	7,2	11,4	15,4	376	9,0
21.02.00	braun	stark	Urin	8,3	10,2	5,4	11,3	320	153
02.05.00	braun	stark	Urin	8,3	6,3	20,0	15,2	356	25,3
11.07.00	braun	stark	Fäkalien	8,2	5,2	16,7	17,2	262	11,5

P22, KA Heimerzheim, Ablauf

<i>Datum</i>	<i>Färbung (-)</i>	<i>Geruch (-)</i>	<i>Geruchsart (-)</i>	<i>pH (-)</i>	<i>Sauerstoff (mg/l)</i>	<i>Temperatur, Luft (°C)</i>	<i>Temperatur, Wasser (°C)</i>	<i>Trübung (TE/F)</i>	<i>Durchfluß (l/s)</i>
27.09.99	farblos	ohne	geruchlos	8,3	9,7	19,0	18,9	2,9	18,8
15.11.99	gelb	ohne	geruchlos	8,3	14,2	6,6	11,7	<0,1	13,7
28.02.00	gelb	ohne	geruchlos	8,2	16,4	12,3	9,8	2,8	159
08.05.00	gelb	ohne	geruchlos	8,2	9,9	26,3	17,0	1,4	109
17.07.00	farblos	ohne	geruchlos	7,8	10,7	23,3	16,8	2,8	24,0

P24, Ablauf Regenüberlaufbecken II, Flerzheim

<i>Datum</i>	<i>Färbung (-)</i>	<i>Geruch (-)</i>	<i>Geruchsart (-)</i>	<i>pH (-)</i>	<i>Sauerstoff (mg/l)</i>	<i>Temperatur, Luft (°C)</i>	<i>Temperatur, Wasser (°C)</i>	<i>Trübung (TE/F)</i>	<i>Durchfluß (l/s)</i>
19.10.00	grau	schwach	Fäkalien	7,5	6,7	12,3	12,9	62	

P01, Swistbach, oberhalb Holzweiler (Esch)

PN-Datum	abf Stoffe (mg/l)	CSB (mg/l)	Kjeldahl-N (mg/l)
07.09.99	14,0	<15	<1
14.12.99	<10	19,0	1,7
17.04.00	15,0	19,0	1,7
05.06.00	<10	<15	<1

P03, Swistbach, oberhalb KA Flerzheim (Lüftelberg)

PN-Datum	abf Stoffe (mg/l)	CSB (mg/l)	Kjeldahl-N (mg/l)
13.09.99	18,0	<15	1,1
30.11.99	15,2	<15	1,4
20.03.00	<10	<15	1,1
10.07.00	20,0	36,0	2,5

P04, Sürstbach, oberhalb KA Loch

PN-Datum	abf Stoffe (mg/l)	CSB (mg/l)	Kjeldahl-N (mg/l)
25.10.99	<10	17,0	1,4
03.07.00	69	22,0	2,2

P05, Sürstbach, unterhalb KA Loch

PN-Datum	abf Stoffe (mg/l)	CSB (mg/l)	Kjeldahl-N (mg/l)
26.10.99	<10	29,0	1,4
04.07.00	33,0	26,0	3,4

P06, Swistbach, unterhalb KA Flerzheim (Müttinghoven)

PN-Datum	abf Stoffe (mg/l)	CSB (mg/l)	Kjeldahl-N (mg/l)
13.09.99	<10	19,0	1,4
29.11.99	<13,6	17,0	2,5
20.03.00	<10	<15	1,1
10.07.00	18,0	26,0	1,7

P07, Wallbach, an Kreisstraße 52

PN-Datum	abf Stoffe (mg/l)	CSB (mg/l)	Kjeldahl-N (mg/l)
18.10.99	<10	<15	2,0
25.04.00	11,0	<15	2,0

P08, Swistbach, unterhalb KA Miel, oberhalb B56 (Miel)

PN-Datum	abf Stoffe (mg/l)	CSB (mg/l)	Kjeldahl-N (mg/l)
19.10.99	<10	<15	2,2
10.01.00	<10	<15	2,0
22.05.00	<10	<15	2,0
19.06.00	<10	22,0	1,1

P09, Swistbach, oberhalb KA Heimerzheim (Dünstekoven)

PN-Datum	abf Stoffe (mg/l)	CSB (mg/l)	Kjeldahl-N (mg/l)
04.10.99	26,4	<15	2,2
24.01.00	<10	<15	1,1
13.06.00	<10	17,0	<1
17.07.00	23,0	<15	<1

P10, Swistbach, unterhalb KA Heimerzheim (Heimerzheim)

<i>PN-Datum</i>	<i>abf Stoffe (mg/l)</i>	<i>CSB (mg/l)</i>	<i>Kjeldahl-N (mg/l)</i>
05.10.99	40,8	<15	1,4
24.01.00	<10	<15	1,7
13.06.00	<10	17,0	<1
18.07.00	18,0	<15	<1

P11, KA Hilberath, Zulauf

<i>PN-Datum</i>	<i>abf Stoffe (mg/l)</i>	<i>CSB (mg/l)</i>	<i>Kjeldahl-N (mg/l)</i>
20.09.99	115	619	54
08.11.99	250	794	42,0
10.01.00	76	317	11,5
17.04.00	264	394	35,3
29.05.00	86	384	62

P12, KA Hilberath, Ablauf

<i>PN-Datum</i>	<i>abf Stoffe (mg/l)</i>	<i>CSB (mg/l)</i>	<i>Kjeldahl-N (mg/l)</i>
27.09.99	32,0	<15	1,4
15.11.99	<10	<15	2,0
17.01.00	<10	20,0	1,4
25.04.00	13,0	<15	<1
05.06.00	<10	<15	<1

P13, KA Flerzheim, Zulauf

<i>PN-Datum</i>	<i>abf Stoffe (mg/l)</i>	<i>CSB (mg/l)</i>	<i>Kjeldahl-N (mg/l)</i>
11.10.99	327	564	71
22.11.99	248	782	61
03.01.00	388	739	67
14.02.00	319	480	35,3
13.03.00	270	866	50
10.04.00	320	480	49,3
15.05.00	240	509	61
26.06.00	288	427	45,9
24.07.00	171	230	13,4
21.08.00	108	247	21,8

P14, KA Flerzheim, Ablauf

<i>PN-Datum</i>	<i>abf Stoffe (mg/l)</i>	<i>CSB (mg/l)</i>	<i>Kjeldahl-N (mg/l)</i>
12.10.99	<10	<15	2,5
23.11.99	<10	17,0	2,0
04.01.00	33,0	<15	2,0
15.02.00	<10	<15	1,7
14.03.00	<10	19,0	2,0
11.04.00	<10	<15	1,7
16.05.00	<10	26,0	2,2
27.06.00	<10	24,0	3,4
25.07.00	<10	19,0	<1
22.08.00	<10	<15	<1

P15, KA Rheinbach, Zulauf

<i>PN-Datum</i>	<i>abf Stoffe (mg/l)</i>	<i>CSB (mg/l)</i>	<i>Kjeldahl-N (mg/l)</i>
11.10.99	214	655	38,6
22.11.99	248	466	17,4
03.01.00	277	739	47,6
14.02.00	155	432	37,5
13.03.00	80	526	36,4
10.04.00	286	586	39,2
15.05.00	181	778	45,4
26.06.00	189	542	44,2
24.07.00	133	326	16,8
21.08.00	113	240	16,8

P16, KA Rheinbach, Ablauf

<i>PN-Datum</i>	<i>abf Stoffe (mg/l)</i>	<i>CSB (mg/l)</i>	<i>Kjeldahl-N (mg/l)</i>
12.10.99	<10	22,0	2,2
23.11.99	<10	<15	2,2
06.01.00	23,0	<15	2,0
15.02.00	<10	<15	2,2
14.03.00	<10	19,0	1,4
11.04.00	<10	<15	2,5
16.05.00	<10	<15	<1
27.06.00	<10	19,0	2,2
25.07.00	<10	<15	<1
22.08.00	<10	<15	<1

P17, KA Miel, Zulauf

<i>PN-Datum</i>	<i>abf Stoffe (mg/l)</i>	<i>CSB (mg/l)</i>	<i>Kjeldahl-N (mg/l)</i>
02.11.99	13,6	31,0	17,4
06.12.99	220	775	66
28.02.00	249	922	42,6
22.05.00	28,0	41,0	28,6
19.06.00	509	1124	74

P18, KA Miel, Ablauf

<i>PN-Datum</i>	<i>abf Stoffe (mg/l)</i>	<i>CSB (mg/l)</i>	<i>Kjeldahl-N (mg/l)</i>
03.11.99	<10	<15	1,4
07.12.99	12,8	<15	2,2
29.02.00	<10	20,0	2,0
23.05.00	<10	22,0	1,7
20.06.00	<10	<15	<1

P19, KA Loch, Zulauf

<i>PN-Datum</i>	<i>abf Stoffe (mg/l)</i>	<i>CSB (mg/l)</i>	<i>Kjeldahl-N (mg/l)</i>
25.10.99	168	665	45,4
17.01.00	185	418	37,0
03.04.00	34,4	173	16,8
29.05.00	263	557	45,9
03.07.00	1509	359	42,6

P20, KA Loch, Ablauf

<i>PN-Datum</i>	<i>abf Stoffe (mg/l)</i>	<i>CSB (mg/l)</i>	<i>Kjeldahl-N (mg/l)</i>
26.10.99	10,0	43,0	2,0
18.01.00	10,4	28,8	15,7
04.04.00	<10	<15	1,7
30.05.00	<10	34,0	2,0
04.07.00	18,0	<15	2,2

P21, KA Heimerzheim, Zulauf

<i>PN-Datum</i>	<i>abf Stoffe (mg/l)</i>	<i>CSB (mg/l)</i>	<i>Kjeldahl-N (mg/l)</i>
21.09.99	1336	2304	72
09.11.99	420	1250	80
21.02.00	199	850	55
02.05.00	232	288	69
11.07.00	379	511	61

P22, KA Heimerzheim, Ablauf

<i>PN-Datum</i>	<i>abf Stoffe (mg/l)</i>	<i>CSB (mg/l)</i>	<i>Kjeldahl-N (mg/l)</i>
27.09.99	28,8	<15	2,0
15.11.99	<10	<15	2,2
28.02.00	<10	19,2	1,7
08.05.00	<10	<15	2,5
17.07.00	10,0	<15	<1

P24, Ablauf Regenüberlaufbecken II, Flerzheim

<i>PN- Datum</i>	<i>abf Stoffe (mg/l)</i>	<i>CSB (mg/l)</i>	<i>Kjeldahl-N (mg/l)</i>
19.10.00	17,6	<15	7,8

P01, Swistbach, oberhalb Holzweiler (Esch)

PN-Datum	Campylobacter (KBE/100ml)	Clostridien (KBE/100ml)	Coliforme MPN (KBE/100ml)	E coli, CC (KBE/100ml)	E coli, MPN (KBE/100ml)	Fäkalstreptokokken (KBE/100ml)	KBE, 20°C (KBE/ml)	KBE, 36°C (KBE/ml)	Salmonella (KBE/100ml)	Yersinia (KBE/100ml)
07.09.99		53	7900		7200	5300	156000	689		< 1
14.12.99	0	220	15000	1390	930	1400	3780	840	0	0
17.04.00	1000	80	930	110	90	160	370	310	1	10000
05.06.00	100	80	9300	1900	900	1250	7500	2500	0	0

P03, Swistbach, oberhalb KA Flerzheim (Lüftelberg)

PN-Datum	Campylobacter (KBE/100ml)	Clostridien (KBE/100ml)	Coliforme MPN (KBE/100ml)	E coli, CC (KBE/100ml)	E coli, MPN (KBE/100ml)	Fäkalstreptokokken (KBE/100ml)	KBE, 20°C (KBE/ml)	KBE, 36°C (KBE/ml)	Salmonella (KBE/100ml)	Yersinia (KBE/100ml)
13.09.99		400	21000		400	5000	110000	150000		< 1
30.11.99	1	102	930	450	930	170	616	375	0	550
20.03.00	100	236	43000	1200	700	149	1815	717	0,2	2000
10.07.00	100	100	43000	1220	2300	1250	2530	980	0	0

P04, Sürstbach, oberhalb KA Loch

PN-Datum	Campylobacter (KBE/100ml)	Clostridien (KBE/100ml)	Coliforme MPN (KBE/100ml)	E coli, CC (KBE/100ml)	E coli, MPN (KBE/100ml)	Fäkalstreptokokken (KBE/100ml)	KBE, 20°C (KBE/ml)	KBE, 36°C (KBE/ml)	Salmonella (KBE/100ml)	Yersinia (KBE/100ml)
25.10.99	1	250	1500	380	930	100	160	230	0	0
03.07.00	10000	1500	930000	14000	20000	16000	35500	12000	0	0

P05, Sürstbach, unterhalb KA Loch

PN-Datum	Campylobacter (KBE/100ml)	Clostridien (KBE/100ml)	Coliforme MPN (KBE/100ml)	E coli, CC (KBE/100ml)	E coli, MPN (KBE/100ml)	Fäkalstreptokokken (KBE/100ml)	KBE, 20°C (KBE/ml)	KBE, 36°C (KBE/ml)	Salmonella (KBE/100ml)	Yersinia (KBE/100ml)
26.10.99	1	570	93000	2800	9300	1040	1575	2050	0	27000
04.07.00	1000	550	460000	8400	15000	30000	3250	14000	0	0

P06, Swistbach, unterhalb KA Flerzheim (Müttinghoven)

PN-Datum	Campylobacter (KBE/100ml)	Clostridien (KBE/100ml)	Coliforme MPN (KBE/100ml)	E coli, CC (KBE/100ml)	E coli, MPN (KBE/100ml)	Fäkalstreptokokken (KBE/100ml)	KBE, 20°C (KBE/ml)	KBE, 36°C (KBE/ml)	Salmonella (KBE/100ml)	Yersinia (KBE/100ml)	
13.09.99		270	30000		400	5000	220000	210000		< 1	
29.11.99		0	44	930	440	430	110	41	67	2	0
20.03.00		0	220	230	105	40	65	384	174	0	0
10.07.00	100	260	240000	14000	7000	1660	5050	2860	0,4	0	

P07, Wallbach, an Kreisstraße 52

PN-Datum	Campylobacter (KBE/100ml)	Clostridien (KBE/100ml)	Coliforme MPN (KBE/100ml)	E coli, CC (KBE/100ml)	E coli, MPN (KBE/100ml)	Fäkalstreptokokken (KBE/100ml)	KBE, 20°C (KBE/ml)	KBE, 36°C (KBE/ml)	Salmonella (KBE/100ml)	Yersinia (KBE/100ml)	
18.10.99		1	154	93000	3900	9300	1230	2950	1500	0	0
25.04.00		10	540	15000	680	430	130	590	110	0	0

P08, Swistbach, unterhalb KA Miel, oberhalb B56 (Miel)

PN-Datum	Campylobacter (KBE/100ml)	Clostridien (KBE/100ml)	Coliforme MPN (KBE/100ml)	E coli, CC (KBE/100ml)	E coli, MPN (KBE/100ml)	Fäkalstreptokokken (KBE/100ml)	KBE, 20°C (KBE/ml)	KBE, 36°C (KBE/ml)	Salmonella (KBE/100ml)	Yersinia (KBE/100ml)
19.10.99	0	160	4300	980	930	730	970	710	0	0
10.01.00	10	350	24000	3100	1500	610	19200	950	0	0
22.05.00	100	135	15000	5100	4300	2400	2600	275	0	0
19.06.00	10	460	24000	500	430	310	53	50	0	0

P09, Swistbach, oberhalb KA Heimerzheim (Dünstekoven)

PN-Datum	Campylobacter (KBE/100ml)	Clostridien (KBE/100ml)	Coliforme MPN (KBE/100ml)	E coli, CC (KBE/100ml)	E coli, MPN (KBE/100ml)	Fäkalstreptokokken (KBE/100ml)	KBE, 20°C (KBE/ml)	KBE, 36°C (KBE/ml)	Salmonella (KBE/100ml)	Yersinia (KBE/100ml)
04.10.99	n.b.	2500	460000		43000	6800	10800	3900	n.b.	0
24.01.00	100	440	9300	3600	4300	750	3200	940	0	0
13.06.00	100	151	43000	640	230	230	11000	590	0	0
17.07.00	positiv	700	15000	11000	15000	3400	29000	9000	0,2	0

P10, Swistbach, unterhalb KA Heimerzheim (Heimerzheim)

PN-Datum	Campylobacter (KBE/100ml)	Clostridien (KBE/100ml)	Coliforme MPN (KBE/100ml)	E coli, CC (KBE/100ml)	E coli, MPN (KBE/100ml)	Fäkalstreptokokken (KBE/100ml)	KBE, 20°C (KBE/ml)	KBE, 36°C (KBE/ml)	Salmonella (KBE/100ml)	Yersinia (KBE/100ml)
05.10.99	n.b.	1200	460000		43000	8100	13700	6000	n.b.	0
24.01.00	100	630	46000	8200	9300	1100	2600	2050	0	0
13.06.00	100	285	4300	2150	930	180	4800	1900	0	10000
18.07.00	100	240	240000	3600	7500	9300	5560	2440	0	3000

P11, KA Hilberath, Zulauf

PN-Datum	Campylobacter (KBE/100ml)	Clostridien (KBE/100ml)	Coliforme MPN (KBE/100ml)	E coli, CC (KBE/100ml)	E coli, MPN (KBE/100ml)	Fäkalstreptokokken (KBE/100ml)	KBE, 20°C (KBE/ml)	KBE, 36°C (KBE/ml)	Salmonella (KBE/100ml)	Yersinia (KBE/100ml)
20.09.99	n.b.	300000	2400000		2400000	1200000	730000	900000	n.b.	0
08.11.99	1000	81000	2400000	7100000	4300000	2720000	253000	257000	1	0
10.01.00	1000000	4700	1500000	250000	240000	120000	240000	120000	0	0
17.04.00	1000000	3600	2300000	630000	900000	300000	430000	170000	1	30000
29.05.00	1000000	26000	9300000	4300000	9300000	4700000	13000	10500	0	0

P12, KA Hilberath, Ablauf

PN-Datum	Campylobacter (KBE/100ml)	Clostridien (KBE/100ml)	Coliforme MPN (KBE/100ml)	E coli, CC (KBE/100ml)	E coli, MPN (KBE/100ml)	Fäkalstreptokokken (KBE/100ml)	KBE, 20°C (KBE/ml)	KBE, 36°C (KBE/ml)	Salmonella (KBE/100ml)	Yersinia (KBE/100ml)
27.09.99	n.b.	1000	11000		930	1400	4500	7000	n.b.	0
15.11.99	1	190	23000	15700	24000	6300	2360	1820	0	100
17.01.00	100	220	24000	22000	24000	4000	4800	6100	0	0
25.04.00	1000	420	93000	16000	15000	2500	800	570	0	0
05.06.00	100	560	43000	11700	4300	4900	6700	4730	0	300

P13, KA Flerzheim, Zulauf

PN-Datum	Campylobacter (KBE/100ml)	Clostridien (KBE/100ml)	Coliforme MPN (KBE/100ml)	E coli, CC (KBE/100ml)	E coli, MPN (KBE/100ml)	Fäkalstreptokokken (KBE/100ml)	KBE, 20°C (KBE/ml)	KBE, 36°C (KBE/ml)	Salmonella (KBE/100ml)	Yersinia (KBE/100ml)
11.10.99	100	200000	24000000		43000000	12000000	4800000	7800000	0	0
22.11.99	10000	171000	46000000	6300000	15000000	2500000	55000	120000	1	0
03.01.00	10000000	151000	93000000	9200000	43000000	3700000	890000	400000	1	0
14.02.00	10000	5000	15000000	22000000	9300000	2000000	538000	280000	1	200000
13.03.00	100000	80000	23000000	6200000	9300000	2100000	240000	330000	1	0
10.04.00	100000	45000	43000000	13800000	43000000	3100000	108000	1200000	1	40000
15.05.00	100000	74000	43000000	7700000	9300000	3800000	873000	927000	0	0
26.06.00	10000000	110000	93000000	7200000	73000000	2020000	2330000	1580000	0	0
24.07.00	100	42000	15000000	3770000	1500000	940000	395000	386000	1	1000000
21.08.00	10000000	64000	24000000	7300000	4300000	2450000	14000000	8900000	positiv	0

P14, KA Flerzheim, Ablauf

PN-Datum	Campylobacter (KBE/100ml)	Clostridien (KBE/100ml)	Coliforme MPN (KBE/100ml)	E coli, CC (KBE/100ml)	E coli, MPN (KBE/100ml)	Fäkalstreptokokken (KBE/100ml)	KBE, 20°C (KBE/ml)	KBE, 36°C (KBE/ml)	Salmonella (KBE/100ml)	Yersinia (KBE/100ml)
12.10.99	100	60	24000	2100	4300	670	280	340	0	0
23.11.99	100	500	460000	19000	43000	11700	207	209	0,2	0
04.01.00	1000	91	24000	3600	4300	1200	1030	580	0	1000
15.02.00	100	340	9300	5400	4300	1120	1070	820	0	0
14.03.00	100	160	21000	2770	4300	670	1010	530	0	0
11.04.00	100	90	24000	28000	9300	1200	430	160	0	0
16.05.00	1000	100	240000	11200	43000	10700	15000	12000	0	0
27.06.00	1000	310	24000	1225	1500	110	270	950	0	0
25.07.00	100	15	43000	4900	2300	1040	156000	940	0,2	0
22.08.00	1000	105	9300	3600	4300	1100	2400	1600	0,2	0

P15, KA Rheinbach, Zulauf

PN-Datum	Campylobacter (KBE/100ml)	Clostridien (KBE/100ml)	Coliforme MPN (KBE/100ml)	E coli, CC (KBE/100ml)	E coli, MPN (KBE/100ml)	Fäkalstreptokokken (KBE/100ml)	KBE, 20°C (KBE/ml)	KBE, 36°C (KBE/ml)	Salmonella (KBE/100ml)	Yersinia (KBE/100ml)
11.10.99	1000	70000	90000000		93000000	6600000	2650000	3100000	0	0
22.11.99	<1000	95000	46000000	9700000	7500000	2400000	57000	263000	1	0
03.01.00	1000000	57000	21000000	5900000	4300000	760000	430000	200000	1	100000
14.02.00	10000	16000	46000000	7800000	4300000	530000	1070000	445000	1	0
13.03.00	100000	65000	46000000	10700000	9300000	940000	370000	170000	1	0
10.04.00	1000000	120000	93000000	17900000	43000000	9100000	1500000	1090000	1	0
15.05.00	1000000	188000	43000000	7700000	15000000	2400000	620000	950000	1	0
26.06.00	100000	95000	4300000	8100000	4300000	2030000	1200000	1140000	1	0
24.07.00	1000000	69000	15000000	6100000	9300000	2100000	1440000	1590000	1	0
21.08.00	10000000	70000	43000000	4410000	7500000	1550000	510000	1100000	positiv	0

P16, KA Rheinbach, Ablauf

PN-Datum	Campylobacter (KBE/100ml)	Clostridien (KBE/100ml)	Coliforme MPN (KBE/100ml)	E coli, CC (KBE/100ml)	E coli, MPN (KBE/100ml)	Fäkalstreptokokken (KBE/100ml)	KBE, 20°C (KBE/ml)	KBE, 36°C (KBE/ml)	Salmonella (KBE/100ml)	Yersinia (KBE/100ml)
12.10.99	1	75	2300	520	900	800	410	430	0	0
23.11.99	100	1100	46000	21700	24000	8400	204	377	0,2	0
06.01.00	100	59	4600	780	2400	540	240	70	0	0
15.02.00	1000	1100	15000	7500	15000	1340	1230	670	0	0
14.03.00	0	19	2400	90	90	30	320	65	0	0
11.04.00	1000	74	12000	2950	7500	500	1770	625	0	0
16.05.00	1000	14	4300	780	930	670	1300	1112	0	0
27.06.00	1000	56	2400	500	930	80	2140	240	0	0
25.07.00	100	20	15000	6300	2300	1000	2290	875	0,2	0
22.08.00	10000	81	2400	3300	930	300	1060	660	0,2	0

P17, KA Miel, Zulauf

PN-Datum	Campylobacter (KBE/100ml)	Clostridien (KBE/100ml)	Coliforme MPN (KBE/100ml)	E coli, CC (KBE/100ml)	E coli, MPN (KBE/100ml)	Fäkalstreptokokken (KBE/100ml)	KBE, 20°C (KBE/ml)	KBE, 36°C (KBE/ml)	Salmonella (KBE/100ml)	Yersinia (KBE/100ml)
02.11.99	100	29600	2300000	1260000	930000	430000	23800	224000	0	0
06.12.99	0	50000	24000000	8600000	24000000	2300000	2780000	2400000	0	0
28.02.00	1000000	135000	24000000	16000000	9300000	2200000	560000	500000	0	550000
22.05.00	1000000	48000	24000000	9300000	9300000	2200000	105000	112000	1	100000
19.06.00	100000	220000	240000000	11000000	15000000	3400000	150000	67000	1	0

P18, KA Miel, Ablauf

PN-Datum	Campylobacter (KBE/100ml)	Clostridien (KBE/100ml)	Coliforme MPN (KBE/100ml)	E coli, CC (KBE/100ml)	E coli, MPN (KBE/100ml)	Fäkalstreptokokken (KBE/100ml)	KBE, 20°C (KBE/ml)	KBE, 36°C (KBE/ml)	Salmonella (KBE/100ml)	Yersinia (KBE/100ml)
03.11.99	1	420	43000	17800	23000	6100	4530	4130	0	0
07.12.99	1	22	4300	1970	400	140	120	200	0	0
29.02.00	1000	520	24000	6600	9300	580	365	555	0,4	1000
23.05.00	1000	107	46000	3200	750	670	1015	760	0	0
20.06.00	100	262	3900	510	900	380	365	250	0,2	0

P19, KA Loch, Zulauf

PN-Datum	Campylobacter (KBE/100ml)	Clostridien (KBE/100ml)	Coliforme MPN (KBE/100ml)	E coli, CC (KBE/100ml)	E coli, MPN (KBE/100ml)	Fäkalstreptokokken (KBE/100ml)	KBE, 20°C (KBE/ml)	KBE, 36°C (KBE/ml)	Salmonella (KBE/100ml)	Yersinia (KBE/100ml)
25.10.99	<1000	11000	24000000	12300000	24000000	910000	92000	126000	0	1000
17.01.00	1000000	87000	43000000	4300000	9300000	2380000	1010000	650000	1	0
03.04.00	100000	31000	11000000	6200000	4600000	1680000	90300	138000	0	0
29.05.00	1000000	58000	43000000	7000000	7500000	990000	2900000	3400000	1	0
03.07.00	1000000	41000	4300000	7500000	4300000	430000	321000	580000	1	100000

P20, KA Loch, Ablauf

PN-Datum	Campylobacter (KBE/100ml)	Clostridien (KBE/100ml)	Coliforme MPN (KBE/100ml)	E coli, CC (KBE/100ml)	E coli, MPN (KBE/100ml)	Fäkalstreptokokken (KBE/100ml)	KBE, 20°C (KBE/ml)	KBE, 36°C (KBE/ml)	Salmonella (KBE/100ml)	Yersinia (KBE/100ml)
26.10.99	<1000	11000	93000	10000	15000	4500	760	2050	0	0
18.01.00	10000	5500	1100000	280000	1100000	1000000	13000	7900	0,4	10000
04.04.00	1000	790	150000	18700	75000	1270	2210	1660	0	0
30.05.00	1000	1130	1100000	95000	93000	28000	2500	18000	0	1000
04.07.00	100	1600	430000	22000	15000	1100	4110	7800	0	1000

P21, KA Heimerzheim, Zulauf

PN-Datum	Campylobacter (KBE/100ml)	Clostridien (KBE/100ml)	Coliforme MPN (KBE/100ml)	E coli, CC (KBE/100ml)	E coli, MPN (KBE/100ml)	Fäkalstreptokokken (KBE/100ml)	KBE, 20°C (KBE/ml)	KBE, 36°C (KBE/ml)	Salmonella (KBE/100ml)	Yersinia (KBE/100ml)
21.09.99	n.b.	800000	110000000		46000000	4900000	543000	1300000	n.b.	0
09.11.99	10000	347000	46000000	13000000	9300000	1840000	1230000	1350000	0	0
21.02.00	100000	110000	4600000	8000000	4600000	1600000	240000	210000	1	100000
02.05.00	1000000	140000	15000000	14500000	9300000	3400000	1590000	890000	1	0
11.07.00	1000000	230000	4300000	17400000	4300000	4700000	1150000	1500000	0	450000

P22, KA Heimerzheim, Ablauf

PN-Datum	Campylobacter (KBE/100ml)	Clostridien (KBE/100ml)	Coliforme MPN (KBE/100ml)	E coli, CC (KBE/100ml)	E coli, MPN (KBE/100ml)	Fäkalstreptokokken (KBE/100ml)	KBE, 20°C (KBE/ml)	KBE, 36°C (KBE/ml)	Salmonella (KBE/100ml)	Yersinia (KBE/100ml)
27.09.99	n.b.	1000	2400		430	12000	2600	1480	n.b.	0
15.11.99	1	560	11000	3400	2400	2600	1510	1870	0	0
28.02.00		1300	26500	2500	2400	1500	1025	250	0,4	1000
08.05.00	10	340	46000	2200	2400	1300	2400	5600	0	0
17.07.00	100	640	46000	9500	4300	4900	1600	1300	0,2	0

P24, Ablauf Regenüberlaufbecken II, Flerzheim

<i>PN-Datum</i>	<i>Campylobacter (KBE/100ml)</i>	<i>Clostridien (KBE/100ml)</i>	<i>Coliforme MPN (KBE/100ml)</i>	<i>E coli, CC (KBE/100ml)</i>	<i>E coli, MPN (KBE/100ml)</i>	<i>Fäkalstreptokokken (KBE/100ml)</i>	<i>KBE, 20°C (KBE/ml)</i>	<i>KBE, 36°C (KBE/ml)</i>	<i>Salmonella (KBE/100ml)</i>	<i>Yersinia (KBE/100ml)</i>
19.10.00	10000	46000	1100000	1500000	1100000	482000	850000	720000		0

P01, Swistbach, oberhalb Holzweiler (Esch)

<i>PN-Datum</i>	<i>Cryptosporidium (in 100 l)</i>	<i>Giardia l. (in 100 l)</i>
-----------------	---------------------------------------	----------------------------------

07.09.99	4	0
14.12.99	7	7
17.04.00	0	5,9
05.06.00	0	14,4

P03, Swistbach, oberhalb KA Flerzheim (Lüftelberg)

<i>PN-Datum</i>	<i>Cryptosporidium (in 100 l)</i>	<i>Giardia l. (in 100 l)</i>
-----------------	---------------------------------------	----------------------------------

13.09.99	8,7	2,9
30.11.99	9,5	0
20.03.00	0	9,4
10.07.00	0	0

P04, Sürstbach, oberhalb KA Loch

<i>PN-Datum</i>	<i>Cryptosporidium (in 100 l)</i>	<i>Giardia l. (in 100 l)</i>
-----------------	---------------------------------------	----------------------------------

25.10.99	5,1	0,6
03.07.00	0	17,4

P05, Sürstbach, unterhalb KA Loch

<i>PN-Datum</i>	<i>Cryptosporidium (in 100 l)</i>	<i>Giardia l. (in 100 l)</i>
-----------------	---------------------------------------	----------------------------------

26.10.99	0,7	29,6
04.07.00	19,1	96

P06, Swistbach, unterhalb KA Flerzheim (Müttinghoven)

PN- Datum *Cryptosporidium*
 (in 100 l) *Giardia l.*
 (in 100 l)

13.09.99	5	8
29.11.99	3,4	10,1
20.03.00	0	71,1
10.07.00	0	10,6

P07, Wallbach, an Kreisstraße 52

PN- Datum *Cryptosporidium*
 (in 100 l) *Giardia l.*
 (in 100 l)

18.10.99	2,4	16,8
25.04.00	0	43,4

P08, Swistbach, unterhalb KA Miel, oberhalb B56 (Miel)

PN- Datum *Cryptosporidium*
 (in 100 l) *Giardia l.*
 (in 100 l)

19.10.99	19,4	29,1
10.01.00	1,1	12
22.05.00	0	73
19.06.00	7,6	15

P09, Swistbach, oberhalb KA Heimerzheim (Dünstekoven)

PN- Datum *Cryptosporidium*
 (in 100 l) *Giardia l.*
 (in 100 l)

04.10.99	28	101
24.01.00	1,6	28
13.06.00	17	40
17.07.00	0	132

P10, Swistbach, unterhalb KA Heimerzheim (Heimerzheim)

<i>PN- Datum</i>	<i>Cryptosporidium (in 100 l)</i>	<i>Giardia l. (in 100 l)</i>
----------------------	---------------------------------------	----------------------------------

05.10.99	16	117
24.01.00	3,4	117
13.06.00	22	13
18.07.00	2,1	25,4

P11, KA Hilberath, Zulauf

<i>PN- Datum</i>	<i>Cryptosporidium (in 100 l)</i>	<i>Giardia l. (in 100 l)</i>
----------------------	---------------------------------------	----------------------------------

20.09.99	14,8	59348
08.11.99	53,6	13111
10.01.00	0	0
17.04.00	44	48473
29.05.00	0	212

P12, KA Hilberath, Ablauf

<i>PN- Datum</i>	<i>Cryptosporidium (in 100 l)</i>	<i>Giardia l. (in 100 l)</i>
----------------------	---------------------------------------	----------------------------------

27.09.99	7,4	203
15.11.99	5,8	306
17.01.00	0	178
25.04.00	0	158
05.06.00	0	1407

P13, KA Flerzheim, Zulauf

<i>PN-Datum</i>	<i>Cryptosporidium (in 100 l)</i>	<i>Giardia l. (in 100 l)</i>
11.10.99	0	14971
22.11.99	0	82432
03.01.00	0	15987
14.02.00	0	34337
13.03.00	0	27469
10.04.00	0	62046
15.05.00	103	42557
26.06.00	0	14420
24.07.00	0	40353
21.08.00	17	38956

P14, KA Flerzheim, Ablauf

<i>PN-Datum</i>	<i>Cryptosporidium (in 100 l)</i>	<i>Giardia l. (in 100 l)</i>
12.10.99	0	3,3
23.11.99	0	193
04.01.00	0	137
15.02.00	0	37,8
14.03.00	0	6,1
11.04.00	0	8,9
16.05.00	2,4	31
27.06.00	0	40,7
25.07.00	0	4,1
22.08.00	0	45

P15, KA Rheinbach, Zulauf

<i>PN-Datum</i>	<i>Cryptosporidium (in 100 l)</i>	<i>Giardia l. (in 100 l)</i>
11.10.99	0	60398
22.11.99	0	14345
03.01.00	0	8638
14.02.00	0	17354
13.03.00	52,3	10412
10.04.00	0	33176
15.05.00	0	12277
26.06.00	0	9979
24.07.00	0	32420
21.08.00	11,7	12620

P16, KA Rheinbach, Ablauf

<i>PN-Datum</i>	<i>Cryptosporidium (in 100 l)</i>	<i>Giardia l. (in 100 l)</i>
12.10.99	0	3,3
23.11.99	0	169
06.01.00	0	2,9
15.02.00	0	23,5
14.03.00	0	2
11.04.00	0	3,4
16.05.00	0	0
27.06.00	0	5,9
25.07.00	0	6,5
22.08.00	0	4,9

P17, KA Miel, Zulauf

<i>PN-Datum</i>	<i>Cryptosporidium (in 100 l)</i>	<i>Giardia l. (in 100 l)</i>
-----------------	---------------------------------------	----------------------------------

02.11.99	77,8	4549
06.12.99	151	54205
28.02.00	0	21431
22.05.00	0	19586
19.06.00	0	19130

P18, KA Miel, Ablauf

<i>PN-Datum</i>	<i>Cryptosporidium (in 100 l)</i>	<i>Giardia l. (in 100 l)</i>
-----------------	---------------------------------------	----------------------------------

03.11.99	0	10,2
07.12.99	0	15
29.02.00	0	14,1
23.05.00	0	132
20.06.00	0	0

P19, KA Loch, Zulauf

<i>PN-Datum</i>	<i>Cryptosporidium (in 100 l)</i>	<i>Giardia l. (in 100 l)</i>
-----------------	---------------------------------------	----------------------------------

25.10.99	0	1301
17.01.00	50	194658
03.04.00	0	7071
29.05.00	0	1618
03.07.00	0	451

P20, KA Loch, Ablauf

<i>PN-Datum</i>	<i>Cryptosporidium (in 100 l)</i>	<i>Giardia l. (in 100 l)</i>
-----------------	---------------------------------------	----------------------------------

26.10.99	0	287
18.01.00	0	63
04.04.00	0	35,3
30.05.00	0	211
04.07.00	5,8	496

P21, KA Heimerzheim, Zulauf

<i>PN-Datum</i>	<i>Cryptosporidium (in 100 l)</i>	<i>Giardia l. (in 100 l)</i>
-----------------	---------------------------------------	----------------------------------

21.09.99	233	46696
09.11.99	69,5	43062
21.02.00	0	35926
02.05.00	59	80862
11.07.00	0	47407

P22, KA Heimerzheim, Ablauf

<i>PN-Datum</i>	<i>Cryptosporidium (in 100 l)</i>	<i>Giardia l. (in 100 l)</i>
-----------------	---------------------------------------	----------------------------------

27.09.99	7,6	226
15.11.99	0	46,3
28.02.00	0	148
08.05.00	0	433
17.07.00	0	330

P24, Ablauf Regenüberlaufbecken II, Flerzheim

PN- *Cryptosporidium* *Giardia l.*
Datum (in 100 l) (in 100 l)

19.10.00	12	1929
----------	----	------
