

77 Jahre Untersuchungen an der Glatt

Entwicklung der Belastung und Fortschritte bei der Gewässerbeurteilung

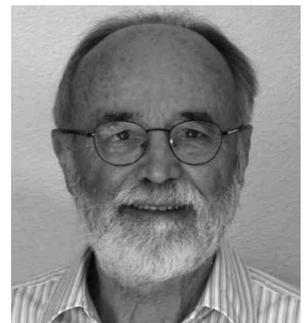
77 ans d'études sur la Glatt

Des études de grande ampleur documentent les changements de l'état chimique et biologique de la Glatt depuis 1933 et montrent les évolutions dans l'analyse chimique de l'eau et l'évaluation des cours d'eau. A la suite des mesures prises pour la protection des eaux, les concentrations des indicateurs de pollution ont nettement diminué depuis 1980 ce qui a eu des répercussions positives sur l'état des diatomées, des petits invertébrés et des plantes aquatiques. De nouvelles méthodes d'analyse permettent la saisie d'un nombre croissant de composés organiques (micropolluants) dont les conséquences sur les communautés aquatiques sont encore méconnues à l'heure actuelle. Outre la forte détérioration des habitats (grands déficits éco-morphologiques), ils limitent l'amélioration de la flore et de la faune qui, dans la Glatt, est toujours déficiente.

Seventy-Seven Years of Studies of the Glatt River

Comprehensive investigations document the chemical and biological changes to the Glatt River since 1933 and show the developments made in the chemical analysis of water and the assessment of rivers. As a result of the water pollution control measures, the concentrations of pollutant indicators decreased significantly since 1980. This has had a positive impact on diatoms, invertebrates and aquatic vegetation. New analytical methods allow the determination of the growing numbers of organic compounds (micropollutants), the effects of which on aquatic ecological communities are still little known. Together with the substantial impairment of the habitat (major ecomorphological deficiencies), they hamper the recovery of the flora and fauna that continue to be in an unsatisfactory condition in the Glatt River.

Jürg Zobrist



Umfangreiche Untersuchungen dokumentieren die Veränderungen des chemischen und biologischen Zustands der Glatt seit 1933 und zeigen die Entwicklungen in der chemischen Wasseranalytik und in der Fließgewässerbeurteilung auf. Als Folge der getroffenen Gewässerschutzmassnahmen verminderten sich die Konzentrationen der Belastungsindikatoren seit 1980 deutlich, was sich positiv auf den Zustand der Kieselalgen, wirbellosen Kleintiere und Wasserpflanzen ausgewirkt hat. Neue Analysemethoden ermöglichen die Erfassung einer wachsenden Anzahl organischer Verbindungen (Mikroverunreinigungen), über deren Auswirkungen auf die aquatischen Lebensgemeinschaften bisher noch wenig bekannt ist. Zusammen mit der starken Beeinträchtigung des Lebensraumes (grosse ökomorphologische Defizite) limitieren sie die Erholung der Flora und Fauna, die sich in der Glatt nach wie vor in einem ungenügenden Zustand befinden.

1 Einleitung

Seit je werden Fließgewässer durch den Menschen genutzt und dienen als Lebensraum für Pflanzen und Tiere. Mit der Industrialisierung im 20. Jahrhundert nahm die Bevölkerung in den Flusstälern des schweizerischen Mittellands stark zu und damit verbunden die Verschmutzung der Fließgewässer. Gewässerkorrekturen und die zunehmende Nutzung der Wasserkraft setzten den Gewässern weiter zu. Fließgewässer funktionieren nur dann als natürliche Lebensräume, wenn ihre Anforder-

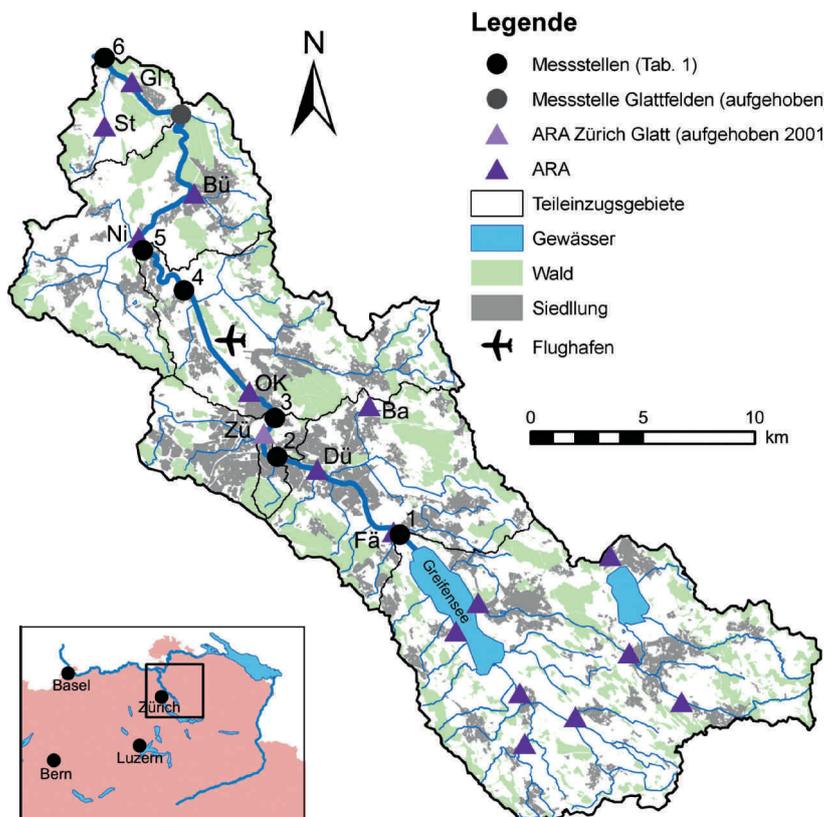


Abb. 1 Karte des Einzugsgebietes der Glatt mit Standort der Kläranlagen und Probenahmestellen von chemischen Untersuchungen.

rungen an die Gewässerqualität, den Gewässerraum und die Wasserführung erfüllt sind. Ein ganzheitlicher Schutz der Gewässer [1] basiert deshalb auf umfassenden Untersuchungen und einer integralen Bewertung [2].

Die vorliegende Arbeit gibt einen Überblick über die zahlreichen chemischen und biologischen Studien der letzten 77 Jahre an der Glatt. Es soll aufgezeigt werden:

- Wie sich die Verschmutzung der Glatt als Folge der zunehmenden Bevölkerungsdichte zuerst verschlechtert und anschliessend aufgrund der getroffenen Gewässerschutzmassnahmen verbessert hat.
- Wie die aquatischen Lebensgemeinschaften auf die wechselnden Belastungen reagiert haben.
- Wie sich die Untersuchungsmethoden durch die Fortschritte in der chemischen Wasseranalytik gewandelt haben.

Legende

- Messstellen (Tab. 1)
- Messstelle Glattfelden (aufgehoben)
- ▲ ARA Zürich Glatt (aufgehoben 2001)
- ▲ ARA
- Teileinzugsgebiete
- Gewässer
- Wald
- Siedlung
- ✈ Flughafen



2 Untersuchungsgebiet

2.1 Einzugsgebiet der Glatt

Das hydrografische Einzugsgebiet (EZG) der Glatt (Abb. 1) umfasst 417 km² (Tab. 1). Erst der Abfluss des Greifensees trägt den Namen Glatt. Die 35,8 km lange Flussstrecke ist gekennzeichnet durch ein geringes Gefälle von 0,5 bis 3‰ im breiten Tal des Ober- und Mittellaufs bis Glattfelden und einem steileren Abfall (4 bis 7‰ bis zur Mündung in den Rhein [3]). Der langjährige mittlere Jahresabfluss aus dem Greifensee beträgt 4 m³/s, bis zur Rheinmündung erhöht er sich auf 8,3 m³/s [4, 5]. Durch die Überleitung des Abwassers aus der Kläranlage (ARA) Zürich-Glatt in die ARA Werdhölzli im Limmattal seit 2001 wurde der Anteil an gereinigtem Abwasser in der Glatt um ein Drittel auf ca. 0,7 m³/s gesenkt, diese Menge entspricht rund einem Fünftel des Abflusses bei Niederwasser (Q₃₄₇). Als Folge der wirtschaftlichen Entwicklung im Grossraum Zürich in den letzten 60 Jahren hat sich die Bevölkerung im EZG der Glatt verdreifacht (Tab. 1). Mit 1200 Einwohnern/km² ist die Glatt eines der am stärksten belasteten Fließgewässer der Schweiz. Seit den 1950er-Jahren sind im Glatt-Einzugsgebiet kommunale Kläranlagen in Betrieb.

2.2 Glattkorrekturen

Erste Korrekturen der in breiten Talbereichen mäandrierenden Glatt erfolgten bereits im 17. und später im 19. Jahrhundert. Bei der ersten durchgehenden Korrektur von 1879 bis 1895

- Wie die Beurteilungsmethoden durch ein verbessertes Verständnis für die physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse differenzierter geworden sind.

Einzugsgebiet Station	Nr. in Abb. 1	km ab Greifensee	Fläche EZG km ²	Einwohner Teileinzugsgebiete in Tausend [39–41]					
				1930	1950	1975	2000	2009	2009 an ARA angeschlossen ^{e)}
Ausfluss Greifensee ^{a)}	1	0	167	33	38	76	101	110	113
oberhalb Zürich Aubrücke ^{b)}	2	8,4	66	16	25	72	87	96	90
unterhalb Zürich Opfikon	3	10,4	27	38	63	92	88	99	0 ^{f)}
Oberglatt	4	17,8	67	9	13	44	54	62	31
Niederglatt ^{c)}	5	21,7							
Mündung Rhein Rheinsfelden ^{d)}	6	35,8	90	12	13	33	45	53	69
unterhalb Greifensee			250	75	114	241	274	310	190
Gesamtes Einzugsgebiet			417	108	152	317	375	420	303 ^{g)}

^{a)} Strassenbrücke oberhalb ARA Fällanden-Schwerzenbach, Fluss km 0,9
^{b)} 1976 0,8 km unterhalb der abgebrochenen Aubrücke
^{c)} ab 1990 Probenahmestelle Oberglatt des Kantons Zürich (AWEL)
^{d)} 1974 und 1975 oberhalb Glattfelden Fluss km 30,8. Ab 1976 NADUF-Messstelle Rheinsfelden, bzw. ab 1990 Messstelle Kanton Zürich (AWEL), Fluss km 35,4. Für 1975 nur geringe Verminderung in den Einwohnerzahlen im Teileinzugsgebiet
^{e)} Berechnet für 2009, entspricht der Einwohnerzahl der angeschlossenen Gemeinden, bzw. den Teil, deren Kläranlagen in die Glatt einleiten, unter der Annahme eines Anschlussgrads von 100% (wird praktisch erreicht).
^{f)} ab November 2001 wird das Abwasser der Stadt Zürich im Glatttal und 92% von Wallisellen in die ARA Werdhölzli an der Limmat abgeleitet, entspricht 113 000 Einwohnern.
^{g)} In den Randzonen kann das hydrografische Einzugsgebiet von jenem des Abwassersystems abweichen.

Tab. 1 Charakterisierung des gesamten Einzugsgebiets (EZG) der Glatt und Entwicklung der Bevölkerung in Teileinzugsgebieten von 1930 bis 2009 und deren Verteilung auf die Kläranlagen (ARA) in den hydrografischen Teileinzugsgebieten.

Untersuchende Institution	Periode	Art der erhobenen Proben	Anzahl Probenahmestellen	Anzahl Proben pro Jahr	Anzahl Parameter	Publikation der Daten
Kant. Labor ZH	2.1933–1.1934	Stichproben alle 10 Tage	14	35	24	[3]
Kant. Labor ZH	7.1950–5.1951	Stichproben	16	7	17	Kant. Labor unveröffentlicht
Kant. Labor ZH	1960	Stichproben	16	3	18	
Eawag	6.1972–12.1976	wöchentliche Stichproben	5	48–50	30–36	[42] Datenbank W+T Eawag
AWEL ZH	ab 1991	abflussproportionale Mischproben wöchentliche Einzelproben	3	52–365	13	Datenbank AWEL [4] Statusberichte AWEL 1998 und 2006 [8, 43]
NADUF Gruppe	4.1976–12.2002 ab 1.2009	ein- oder zweiwöchige abflussproportionale Sammelproben	1	26–52	20–25	[14, 16, 18]
Eawag org. Gruppe	ab 1975	abhängig von chemischer Analyse und Fragestellung	1–4	abhängig von Analyse	div. org. Spurenstoffe	siehe Kapitel 3.2
AWEL ZH	ab 1996				Pestizide	

Tab. 2 Die wichtigsten chemischen Untersuchungsprogramme an der Glatt.

wurde zum Zweck des Hochwasserschutzes das begradigte Flussbett zwischen Dämme gelegt und mit einer Natursteinpflasterung als Uferschutz versehen [6]. Gleichzeitig erfolgte eine Absenkung des Greifenseespiegels. Von 1937 bis 1954 wurde das Flussbett im Mittelauflauf 1 bis 2 m tiefer gelegt, um die Entwässerung der meliorierten und bebauten Gebiete zu verbessern. Diese Massnahme war auch eine Voraussetzung für den Bau von Kläranlagen. Zur Anpassung des Hochwasserschutzes an die Abflussverhältnisse im stark bebauten Tal wurden von 1976 bis 1980 zwischen Niederglatt und der Rheinmündung das Fließgerinne der Glatt verbreitert, alte Wehre abgebrochen, Schwellen eingebaut und Ufer mit grossen Natursteinblöcken gesichert [7]. Als Folge dieser baulichen Massnahmen befindet sich die Glatt heute mit Ausnahme des Oberlaufes zwischen dem Auslauf aus dem Greifensee und eingangs Dübendorf in einem ökomorphologisch stark beeinträchtigten bis künstlichen Zustand [8].

3 Chemischer Zustand

Die Tabelle 2 gibt eine Übersicht der chemischen Untersuchungen, die seit 1933 an der Glatt durchgeführt wurden. Aus diesem umfangreichen Datensatz werden jene Resultate und Parameter diskutiert, welche die lang-

fristige Gewässerbelastung oder die Entwicklung von neuen Untersuchungskonzepten aufzeigen. Weitergehende Informationen über die Untersuchungen und die analytisch-chemischen Methoden finden sich in den zitierten Datenarchiven und Publikationen in Tabelle 2.

Es wird davon ausgegangen, dass die analytischen Methoden für die klassischen Belastungsparameter über die gesamte Periode hin vergleichbare Resultate lieferten. Die Beurteilung der aktuellen Daten sowie der früheren Messungen erfolgt nach dem heutigen Modul-Stufen-Konzept (MSK) [9] mit Hilfe des 90% Perzentil der Jahresmesswertreihe und anhand einer fünfstufigen Skala («sehr gut», «gut», «mässig», «unbefriedigend» und «schlecht»).

3.1 Langfristige Zustandsänderungen von Belastungsindikatoren

Die Parameter, welche die Belastung von kommunalem Abwasser anzeigen und welche bei allen Kampagnen der letzten 77 Jahre im Längsprofil gemessen wurden, sind:

- Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅)

- Ammonium (NH₄)
- Nitrat (NO₃)
- Nitrit (NO₂)
- ortho-Phosphat (*Soluble Reactive Phosphorus*, SRP)
- Sauerstoff (O₂)
- Chlorid (Cl)

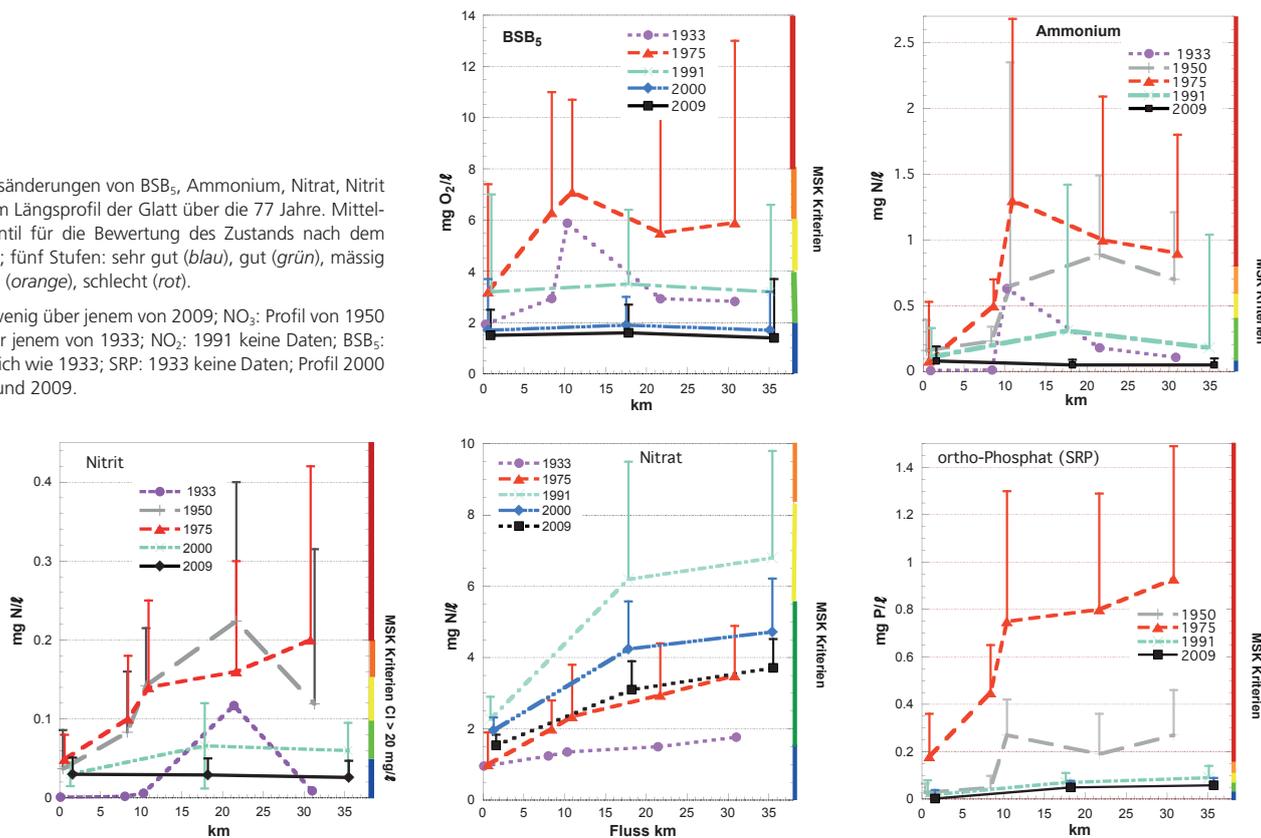
BSB₅ kann als Indikator für den abbaubaren organischen Kohlenstoff betrachtet werden. Das mikrobiologisch instabile NO₂ entsteht auch als Zwischenprodukt bei der Oxidation von NH₄ zu NO₃ (Nitrifikation). Dieser Prozess findet primär im Biofilm an der Grenze Wasser/Flussbett statt, der in Abhängigkeit der verschiedenen Einflussgrössen (Wassertemperatur, NH₄-Konzentration im Fluss, Zustand Biofilm) modelliert werden kann [10, 11]. Von Bedeutung für die Fauna im Fluss sind hohe Konzentrationen von NH₄ und NO₂ und geringe Werte von O₂.

3.1.1 BSB₅, NH₄, NO₃, NO₂ und SRP

Bereits 1933 prägte die Einleitung von ungeklärtem häuslichem, gewerblichem und industriellem Abwasser den Zustand der Glatt (Abb. 2). Bis zur Mündung des Leutschenbachs (Fluss km 9,3), der als Vorfluter des Abwassers aus der Stadt Zürich-Nord diente, erhöhten sich die im Ausfluss des Greifensees als natürlich zu beurteilenden Werte von BSB₅ (1,9 mg O₂/ℓ) und Konzentrationen von NH₄, NO₃ und NO₂ (<0,007 bzw. 0,96 bzw. 0,001 mg N/ℓ) als Folge der Einleitung von Abwasser um 30 bis 50 % [3]. Der chemische Zustand veränderte sich bezüglich NH₄ von «sehr gut» zu «gut», bezüglich BSB₅ von «gut» zu «mässig», für NO₂ blieb er «sehr gut». Nach der Zuleitung des Leutschenbachs verminderte sich der Zustand bezüglich der drei Parameter drastisch zu «schlecht». Die mittlere NH₄-Konzentration, bzw.

Abb. 2 Konzentrationsänderungen von BSB₅, Ammonium, Nitrat, Nitrit und ortho-Phosphat im Längsprofil der Glatt über die 77 Jahre. Mittelwert und 90% Perzentil für die Bewertung des Zustands nach dem ModulStufen-Konzept; fünf Stufen: sehr gut (blau), gut (grün), mässig (gelb), unbefriedigend (orange), schlecht (rot).

NH₄: Profil von 2000 wenig über jenem von 2009; NO₃: Profil von 1950 flussabwärts leicht über jenem von 1933; NO₂: 1991 keine Daten; BSB₅: Verlauf von 1950 ähnlich wie 1933; SRP: 1933 keine Daten; Profil 2000 zwischen Profil 1991 und 2009.



der BSB₅-Wert, erhöhten sich um einen Faktor 50 bzw. 2 (Abb. 2). NO₂ zeigte erst 16 km flussabwärts die Belastungsspitze. Bedingt durch den aeroben Abbau des organischen Kohlenstoffs, die Nitrifikation im Fluss und die geringen Abwassereinträge flussabwärts verminderten sich die Werte für beide Parameter bis zur Rheinmündung deutlich. Die tiefen Werte wie im Ausfluss Greifensee wurden jedoch nicht mehr ganz erreicht. Demgegenüber zeigten die NO₃-Konzentrationen im Längsprofil keine Belastungsspitze sondern einen gleichmässigen Anstieg um 85 %. 1933 war der Zustand bezüglich NO₃ im gesamten Längsprofil «gut». In der Messperiode 1950/51 erhöhten sich im Ausfluss Greifensee als Folge des eutrophen Zustands des Sees die mittleren BSB₅-Werte, die NH₄- und die NO₂-Konzentrationen im Vergleich zu 1933 sehr deutlich. Auch die erstmals dokumentierten SRP-Konzentration (Mittel 0,028 mg P/l, 90. Perzentil 0,063 mg

P/l) ergab einen «unbefriedigenden» Zustand. Nach dem wiederum sehr markanten Anstieg der Werte unterhalb der Einleitung des mechanisch geklärten Abwassers von Zürich blieben die Nährstoffkonzentrationen flussabwärts hoch und der Zustand blieb «schlecht». Das Längsprofil für NO₃ war nur leicht steiler als 1933, doch der Zustand blieb «gut». Für 1975 repräsentieren die in Abbildung 2 aufgeführten Werte die Ergebnisse von nahezu 150 Erhebungen in den Jahren 1974 bis 1976. In diesen Jahren erhöhten sich die Nährstoffkonzentrationen und die BSB₅-Werte bereits im Oberlauf deutlich und es resultierte ein «unbefriedigender» Zustand. Die Werte der Belastungsindikatoren steigerten sich nochmals nach der Einleitung von mechanisch-biologisch geklärtem Abwasser der Stadt Zürich. Weiter flussabwärts änderten sich deren Konzentrationen kaum, die Mittelwerte lagen im Bereich von 1 mg N/l für NH₄, 0,2 mg N/l

für NO₂, 6 mg O₂/l für den BSB₅ und 0,8 mg P/l für SRP, d.h. gleichbedeutend mit einem «schlechten» chemischen Zustand für alle Parameter. Anders verhielten sich die NO₃-Konzentrationen, das gleichmässige Längsprofil war nochmals steiler als früher, der Zustand blieb bis Glattfelden «gut». Die aufgrund des sehr schlechten chemischen Zustands der Glatt induzierte regionale abwassertechnische Studie [12] zeigte, dass es für eine Verminderung der Belastung des Flusses einer Reduktion der eingeleiteten Stofffrachten aus den ARAs und einer Verminderung der Eutrophierung des Greifensees bedarf. 1991 zeigten sich die Resultate der getroffenen Gewässerschutzmassnahmen, im Wesentlichen das Phosphatverbot für Textilwaschmittel (s. Kap. 3.2), die Phosphateliminierung und die Nitrifikation in den ARA in einer deutlichen Abnahme der Mittel von BSB₅ und NH₄. Besonders eindrücklich ist die rund zehnfache Reduktion der SRP-Konzentrationen im Ober- und im Unterlauf (Abb. 2). Trotz dieser Abnahme von BSB₅, NH₄ und SRP blieb der Zustand auf dem Niveau «unbefriedigend» bis «schlecht». Bei NO₃ hingegen verdoppelten sich die Konzentrationen und es resultierte ein «unbefriedigender» Zustand.

Die nochmals verbesserte Reinigung der Abwässer in den 1990er-Jahren führte zu einer weiteren Abnahme der vier Belastungsindikatoren. Beim NO_3 zeigte sich der Effekt der Denitrifikation in den grossen ARA in einer deutlichen Abnahme der NO_3 -Konzentrationen im Mittel- und Unterlauf der Glatt. Bezüglich BSB_5 , NH_4 , NO_2 und NO_3 resultierte ein «guter» Zustand.

Die Überleitung des Abwassers aus der ARA Zürich-Glatt von 2001 in die ARA Werdhölzli verringerte im Mittellauf die Fracht des anorganischen Stickstoffs nochmals um 31 % und jene des Phosphats um 44 % [13]. Verbesserungen bezüglich Mikroverunreinigungen und biologischen Zustand siehe Kapitel 3.2 und 4.2.

2009 betragen vor der Mündung in den Rhein die Mittel von BSB_5 und NH_4 noch rund die Hälfte jener von 1933, d.h. 1,4 mg O_2/ℓ und 0,050 mg N/ ℓ . Beim NO_3 hingegen verdoppelte sich die Konzentration auf 3,7 mg N/ ℓ . Nach der MSK-Bewertung lagen die Werte der drei Parameter im Bereich eines «guten» Zustands. Obwohl die SRP-Konzentration im Vergleich zu 1950 auf 21%, im Vergleich zu 1975 sogar auf 6% sank, d.h. 0,058 mg P/ ℓ , resultierte weiterhin ein «schlechter» Zustand bezüglich SRP im Unterlauf.

Trotz der starken Zunahme der Bevölkerung im Glatttal und damit der Abwassermenge haben die in den letzten 20 Jahren getroffenen Massnahmen zur Reduktion der in die Glatt abgeleiteten Frachten von BSB_5 , NH_4 , NO_2 und NO_3 aus Punktquellen den Fluss in einen «guten» chemischen Zustand zurückversetzt. Die heute angetroffenen BSB_5 - und NH_4 -Werte dürfen sogar als naturnah betrachtet werden. Eine solche Interpretation gilt nicht für die heutigen NO_3 - und SRP-Konzentrationen. Bei diesen Parametern tragen die Einträge aus diffusen Quellen (Landwirtschaft und Regenwasserüberläufe) erheblich zu den Gesamtkonzentration bei, die für die Jahresmittel im Bereich von 2 mg N/ ℓ für NO_3 und 0,04 mg P/ ℓ für SRP liegen [14].

3.1.2 Schwermetalle

Die ökologische Bedeutung der Schwermetalle sollte bezüglich ihrer Bioverfügbarkeit beurteilt werden, sei es in der Funktion als essentielles und/oder toxisches Element. Eine solche Bestimmung basiert auf einer detaillierten Untersuchung der Spezierung der Metalle in einem aquatischen System. Dies ist ein arbeitsintensives Forschungsgebiet [15]. In der Praxis von Gewässeruntersuchungen

beschränkt man sich auf die Bestimmung der Gesamtgehalte der Schwermetalle im Wasser und in den Sedimenten.

Die Konzentrationen der Schwermetalle (säurelösliche Anteile) im Glattwasser von Zink (Zn), Blei (Pb) und Cadmium (Cd) nahmen bei der Rheinmündung von 1975 bis 2002 deutlich ab (Abb. 3). Dieser Trend einer Reduktion der Gesamt-Schwermetallgehalte in Gewässern wurde auch anderenorts beobachtet [16]. Bei Kupfer (Cu) war die zeitliche Entwicklung uneinheitlich; nach einem deutlichen Anstieg und leichtem Rückgang blieben die Jahresmittel anschliessend ungefähr gleich (Abb. 3). In den letzten Jahren lagen die Mittel der untersuchten Metalle unter den Anforderungswerten der Gewässerschutzverordnung [1]. Der bei Cu andersartige zeitliche Trend kann auf zwei gegenläufige Effekte zurückgeführt werden. Einerseits wurde durch verschiedene Massnahmen die Abwasserfracht von Cu wie bei den anderen Schwermetallen aus Industrie und Gewerbe reduziert. Andererseits, als Folge des vermehrten Gebrauchs von Cu im Dach- und Fassadenbau, erhöhte sich bei Regenereignissen die Auswaschfracht von Cu in die urbanen Entwässerungssysteme und via Regenwasserüberläufe in die Gewässer [17].

Für die Untersuchung der Schwermetalleinträge durch Regenwasserüberläufe und Abschwemmungen von Verkehrswegen eignen sich Sedimentablagerungen in strömungsberuhigten Stellen im Flussbett. Eine solche Studie an der Glatt ergab, dass im Mittellauf und zum Teil im Unterlauf Schwermetallkonzentrationen im Sediment vorlagen, die über der Zielvorgabe der deutschen Ländergemeinschaft Wasser lagen [8].

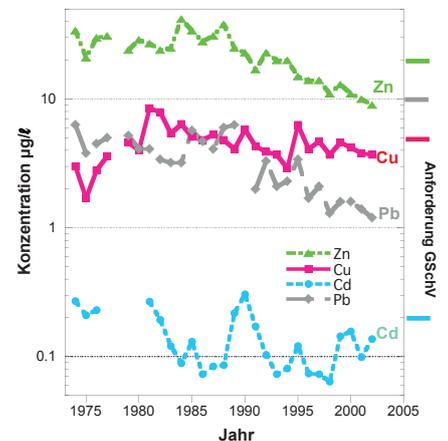


Abb. 3 Konzentrationsänderungen der säurelöslichen Anteile von Zink (Zn), Blei (Pb), Kupfer (Cu) und Cadmium (Cd) im Längsprofil der Glatt von 1974 bis 2002.

3.1.3 Weitere Parameter

DOC

Das Verhalten des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) in der Glatt wird durch den eutrophen Zustands des Greifensees geprägt. Im Ausfluss des Sees lagen die Jahresmittel der Konzentrationen seit 1975 auf einem hohen Niveau von $4,2 \pm 0,2$ mg C/ ℓ . In Rheinsfelden stammen rund die Hälfte der DOC-Jahresfrachten aus dem See; 1975 waren es 43% und 2009 50%. Unter diesen Gegebenheiten ändern die Einträge aus den ARA die DOC-Konzentrationen und Frachten in der Glatt im Vergleich zu den andern Belastungsindikatoren (Abb. 2) eher wenig. Deshalb haben in diesem Falle die DOC-Konzentrationsprofile eine beschränkte Aussagekraft. Bezüglich der MSK-Bewertung blieb die Glatt an allen Stationen und untersuchten Jahren in einem «mässigen» Zustand.

Chlorid

An und für sich ist Chlorid kein ökologisch relevanter Parameter in schweizerischen Gewässern, doch seine langen Datenreihen reflektie-

Produktgruppe	Stoffgruppe /Anwendungsart	Untersuchungsperiode	Probenahmeart n = Probenzahl	Werte in der Glatt bei Rheinsfelden		Literaturreferenz
				Konzentration [ng/l]	Fracht [g/Tag]	
Detergentien						
NTA	Komplexbildner Phosphatersatzstoff	1985–1991	WMP, n = 69	4800 ± 3500	3600 ± 3300	[44]
		1989–1992	TMP, n = 6	13 200 ± 10 100	8200 ± 7500	[45]
EDTA	Komplexbildner	1986–1991	WMP, n = 69	19 200 ± 10 300	13 800 ± 7700	[44]
		1989–1992	TMP, n = 6	26 700 ± 25 600	14 300 ± 13 900	[45]
Nonylphenol	Umwandlungsprodukte der Nonylphenolpolyethoxylat- Tenside	1984	SMP, n = 12	1000 ± 1000	700	[24]
		1983–1984	WSP, n = 61	2800 (<100–20 800)	nb	[46]
		1984–1985	SP, n = 16	2700 ± 2200	nb	[47]
		2004	SP, n = 3	130–220	120	[48]
		2006	TMP, n = 14	87 ± 36	64 ± 33	[25]
NP1EO+NP2EO		1984	SMP, n = 12	6000 ± 2000	2000	[24]
		1983–1984	WSP, n = 61	8390 (1700 – 63 900)	nb	[46]
		1984–1985	SP, n = 14	16 000 ± 10 800	nb	[47]
		2006	TMP, n = 14	44 ± 18	34 ± 19	[25]
NP1EC+NP2EC		1984	SMP, n = 12	56 000 ± 5000	23 400	[24]
		1984–1985	SP, n = 2	19 500 ± 8400	Nb	[47]
Distyrylbiphenyl (DSBP)	optische Aufheller	1992	WMP, n = 3	570 ± 23	310 ± 12	[49, 50]
		1995	WMP, n = 13	630 ± 210	550 ± 150	[51, 52]
Diaminostilben (DAS 1)		1992	WMP, n = 3	440 ± 24	240 ± 13	[49, 50]
		1995	WMP, n = 13	440 ± 140	390 ± 130	[51, 52]
Arzneimittel						
Ciprofloxacin	Antibakteria	2001	WMP, n = 7	11 ± 3,0	7,0 ± 1,5	[28]
Norfloxacin				10 ± 3,0	6,4 ± 2,0	
Clarithromycin		2001 ¹	WMP, n = 5	55 ± 6,7	36 ± 4,3	[29]
		2002 ²	WMP, n = 4	31 ± 12	19 ± 5,4	
Atenolol	Betablocker	2006	TMP, n = 7	83 ± 27	37 ± 13	[30]
Sotalol				45 ± 11	21 ± 7	
Metoprolol				36 ± 13	18 ± 12	
Propranolol				7,0 ± 1,0	3 ± 1	
Koffein	Genussmittel	2001	SP, n = 3	130 ± 110	150 ± 120 ³	[53]
Körperpflegemittel						
Galaxolid (HHCB)	Moschusverbindung	2001	SP, n = 2	130–230	160 –270 ³	[54]
Tonalid (AHTN)	Geruchsstoff			43–93	50–110 ³	
Benzophenon-3 (BP-3)	UV-Filter	2007	SP, n = 2	56–68	20–25 ⁴	[55]
Industriechemikalien						
Tetrachloroethylen	chlorierte Lösemittel	1979–1980	SP n = 16	600 ± 700	–	[22, 56]
Trichloroethylen				230 ± 130	–	
PFOS (Perfluoroktansulfonat)	perfluorierte Chemikalien	2006	TMP, n = 6	43 ± 14	29 ± 13	[31]
PFOA (Perfluoroktanat)				7,6 ± 3,3	5,0 ± 2,7	
Bisphenol A	Kunststoffsubstanz	2004	SP, n = 3	13–76	40	[48]
		2006	TMP, n = 14	9,4 (2,0–46)	3,5–16,5	[25]
Benzotriazol	Korrosionsschutz	2003–2004	TMP, n = 49	2700 ± 930	1500 ± 620	[27]
	Silberschutz	2004	SP, n = 3	2100–2700	1330	[48]
Tolytriazol	Korrosionsschutz	2003–2004	TMP, n = 49	450 ± 130	250 ± 84	[27]
		2004	SP, n = 3	380–520	250	[48]
Süssstoffe						
Acesulfam	Süssstoffe	2008	WMP, n = 1	– 6900	ca. 3990 ⁵	[57]
Sucralose				– 600	ca. 350 ⁵	
Biozide und Pflanzenschutzmittel						
Triclosan	Biozid	2001	SP, n = 1	74	84 ³	[58]
Methylparaben	Konservierungsmittel	2006	TMP, n = 14	5,0 (3,1–17)	4,1–7,3	[25]
Phenylphenol	Biozid			6,9 (LOQ–16)	4,4–9,2	
Diazinon	Insektizid	2007	WMP, n = 24	17 ± 16 ⁶	12 ± 11 ⁷	[59]
Diuron	Herbizid			14 ± 8,7 ⁶	10 ± 6,0 ⁷	
Mecoprop	Herbizid			250 ± 240	170 ± 160 ⁷	

nb: nicht bestimmt

¹ Vor Schliessung der Kläranlage Zürich-Glatt im Januar-Februar 2001

² Nach Schliessung der Kläranlage Zürich-Glatt und Umleitung des Abwassers in die Kläranlage Zürich-Werdhölzli

³ Berechnet nach dem Tagesmittel-Abfluss [5]

⁴ Gemessen unterhalb ARA Dübendorf; Fracht berechnet nach dem Tagesmittel-Abfluss in Rheinsfelden [5]

⁵ Berechnet nach dem durchschnittlichen Abfluss im Juni-Oktober 2008 [5]

⁶ Werte <LOQ wurden als LOQ/2 berücksichtigt

⁷ Berechnet nach dem durchschnittlichen Abfluss im Mai-Oktober 2007 [5]

Tab. 3 Im Glattal untersuchte organische Mikroverunreinigungen. Konzentrationen und Frachten sind angegeben als Mittelwert ± Standardabweichung, oder als Median mit Minimum-, Maximum-Wert, oder als Bereich mit Minimum-, Maximum-Wert. Probenahmearten: WMP: Wochenmischprobe; TMP: Tagesmischprobe; SMP: Stundenmischprobe; SP: Stichprobe.

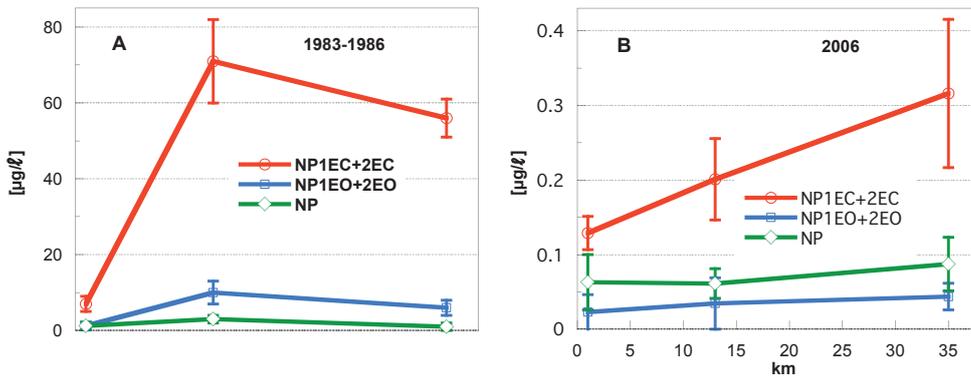


Abb. 4 Glatt-Längsprofile von Umwandlungsprodukten der Nonylphenolpolyethoxylat-Tenside (NPnEO) gemessen in den Jahren 1983-1986 (A) [24] und 2006 (B) [25]: Nonylphenolmonoethoxylat (NP1EO), Nonylphenoldiethoxylat (NP2EO), Nonylphenolmonocarboxylat (NP1EC), Nonylphenoldicarboxylat (NP2EC) und Nonylphenol (NP).

ren auch eine Entwicklung der zivilisatorischen Belastung aquatischer Systeme. 1933 lag das Jahresmittel bei Rheinsfelden bei 6 mg/l, 1960 schon bei 11 mg/l und seit den 1970er variierte es um die 30 mg/l. Im Winter, bei Tauwetter, können sich als Folge des abgeschwemmten Streusalzes von Strassen die Konzentration in einwöchigen Sammelpunkten bis auf 80 mg Cl/l erhöhen [18].

Sauerstoff

Die Sauerstoffgehalte in der Glatt weisen einen stark ausgeprägten Tagesgang auf [5]. Während des Tages übersteigt die photosynthetische Sauerstoffproduktion der Wasserpflanzen und Algen (s. Kap. 4.2) und die Wiederbelüftung den steten bakteriellen Sauerstoffverbrauch von Respiration und Nitrifikation [19]. Deshalb ergeben Sauerstoffmessungen in tagsüber erhobenen Stichproben ein falsches Bild über die Sauerstoffverhältnisse. Während Sommernächten oder warmen Tagen mit Niederwasser sowie nach der Einleitung von grossen Wassermengen aus Regenwasserüberläufen [20], traten Sauerstoffgehalte unter 4 mg O₂/l und sogar bis unter 2 mg O₂/l auf, die kritische Grenze für die aquatische Fauna [19].

3.2 Organische Mikroverunreinigungen

Organische Mikroverunreinigungen oder Spurenstoffe gelangen über verschiedene Pfade in die Umwelt und liegen dort in sehr tiefen Konzentrationen vor [21]. In den Kläranlagen werden diese Substanzen in einem unterschiedlichen Ausmass eliminiert, so dass Restmengen in die Vorfluter eingetragen werden [21].

Die analytische Methodik für qualitative Identifikationen und quantitative Messungen organisch chemischer Mikroverunreinigungen durchlief Anfang der 1970er-Jahre eine sprunghafte Entwicklung durch die Einführung von gaschromatographischen Methoden für Einzelstoffbestimmungen. Grosse Bedeutung er-

langte insbesondere die direkte Kopplung der Kapillargaschromatographie mit der Massenspektrometrie (GC/MS). Einen weiteren wesentlichen Fortschritt brachte später die Flüssigchromatographie, vor allem wiederum in direkter Kopplung an die Massenspektrometrie (LC/MS). Mittlerweile sind hauptsächlich doppelstufige Massenspektrometer (LC/MSMS) sehr wichtige Instrumente. Ebenfalls laufend verbessert wurden die Verfahren, um organische Spurenstoffe anzureichern. Beispielsweise spielen Headspace-Analysen, Closed-Loop Gaseous Stripping, Feststoffanreicherungen und grossvolumige Probeninjektionen eine wichtige Rolle. Wie unter anderem aufgrund der Reduktion der Belastungsparameter ersichtlich ist, bewirkten der Bau von Kläranlagen im Glatttal in den 1950er- bis 1970er-Jahren und vor allem der spätere weitere Ausbau eine deutliche Verbesserung der chemischen Wasserqualität in der Glatt (Kap. 3.1). Allerdings sind die gereinigten Abwässer und damit auch der Vorfluter Glatt immer noch durch organische Mikroverunreinigungen belastet. Tabelle 3 gibt einen Überblick über die wichtigsten Stoffgruppen und Einzelsubstanzen, die in der Glatt gemessen wurden. Generell gilt das Glatttal als eines der am besten untersuchten Flusseinzugsgebiete, in dem hohe Belastungen durch kommunale Abwassereinträge auftreten. In den späten 1970er-Jahren wurden flüchtige organische Verbindungen gemessen. Der Forschungs-

schwerpunkt lag auf der Beobachtung des Infiltrierens von Wasser aus der Glatt ins Grundwasser bei Glattfelden. Dabei zeigte sich, dass gewisse Wasserinhaltsstoffe wie etwa das Lösemittel Perchloroethylen auch in das Uferfiltrat eindringen können. Andere Verunreinigungen wie beispielsweise im Benzin enthaltene aromatische Kohlenwasserstoffe werden bei der Uferpassage eliminiert [22]. Ab 1983 ausführlich untersucht wurden Nonylphenol-Verbindungen, die auf die Verwendung von Nonylphenolpolyethoxylaten als nichtionische oberflächenaktive und waschaktive Substanzen (NPnEO-Tenside) in Reinigungs- und Waschmitteln zurückgehen [23]. Die Analysen von ungereinigtem und gereinigtem Abwasser ergaben, dass einerseits die NPnEO-Tenside bei der Abwasserreinigung weitgehend eliminiert werden und andererseits gewisse Abbauzwischenprodukte wie Nonylphenolmonoethoxylat (NP1EO), Nonylphenoldiethoxylat (NP2EO), Nonylphenol [23–25] und Nonylphenoxysäuren (NP1EC, NP2EC) gebildet werden. 1983–1986 wurden entlang der Fliesstrecke der Glatt-Konzentrationen und Frachten der Nonylphenolverbindungen gemessen [24]. Die Werte nahmen vom Greifensee-Abfluss bis unterhalb Opfikon (Fluss km 13) deutlich zu (Abb. 4A). In der Folge wurden einerseits die Kläranlagen ausgebaut. Andererseits erfolgte in der Eidgenössischen Stoffverordnung von 1986 eine starke Einschränkung der Verwendung der NPnEO-Tenside. Diese Gewäs-

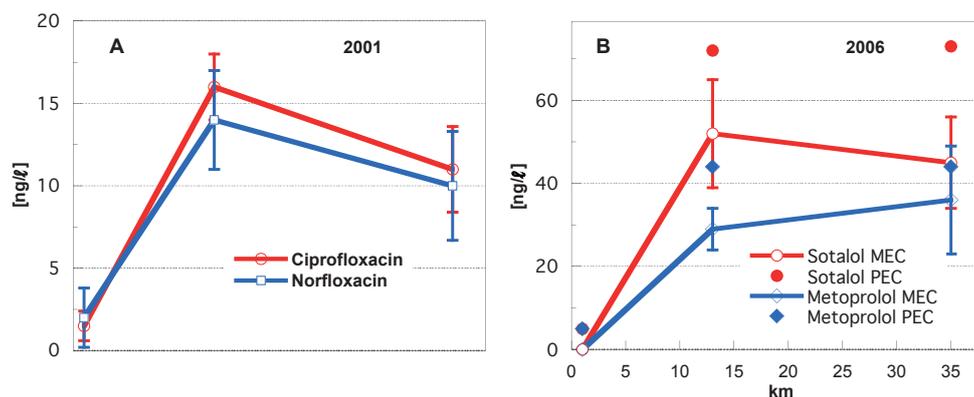


Abb. 5 Glatt-Längsprofile für Arzneimittelbelastungen.

A) Durchschnittliche Konzentrationen der antibakteriell wirkenden Verbindungen Ciprofloxacin und Norfloxacin im Winter 2001 [28].

B) Vergleich von gemessenen Umweltkonzentrationen (MEC) der Betablocker Sotalol und Metoprolol mit den mittels des georeferenzierten Simulationsmodells GREAT-ER abgeschätzten Umweltkonzentrationen (PEC) [30].

serschutzmassnahmen bewirkten, dass die Belastungen der Glatt nach 2000 deutlich reduziert wurden, zum Beispiel NP1/2EC sank von 70 auf 0,2 $\mu\text{g}/\ell$ und NP1/2EO von 10 auf 0,03 $\mu\text{g}/\ell$ (Abb. 4) [24, 25].

Im Zusammenhang mit dem 1986 erlassenen schweizerischen Verbot von Phosphat für Textilwaschmittel war eine Umweltrisikobeurteilung für den wichtigen Phosphatersatzstoff NTA (Nitrilotriacetat) erforderlich. In Abwasser- und Gewässerproben wurde festgestellt, dass der mit NTA verwandte chemische Komplexbildner EDTA (Ethylen-diamintetraacetat) viel schlechter abbaubar ist und in Vorflutern in höheren Konzentrationen auftrat als NTA (Tab. 3) [26]. In der Glatt konnte durch die Kombination von analytischen Messungen und mathematischer Modellierung aufgezeigt werden, dass der dominant vorliegende Eisen-EDTA-Komplex photochemisch abgebaut wird [45]. Die Korrosionsschutz-Substanz Benzotriazol gelangt primär über die Verwendung als Silberschutz in Geschirrspülmitteln ins Abwasser und wird in der Abwasserreinigung nur ungenügend eliminiert. Messungen in der Glatt zeigten, dass in den Wintermonaten ein Eintrag durch die Verwendung von Benzotriazol als Korrosionsschutzmittel in Enteisungsmitteln auf dem Flughafen Kloten erfolgte [27]. Unter anderem gestützt auf die Befunde in der Glatt wurden in der Folge benzotriazolhaltige Produkte nicht mehr verwendet.

Neben den Nonylphenol-Verbindungen wurden 2006 auch weitere phenolische hormonwirksame Stoffe wie Bisphenol A untersucht [25]. Die gleichzeitig durchgeführten Stoffflussanalysen ergaben, dass wechselnde hydraulische Bedingungen und insbesondere Regenwasserüberläufe in den Kläranlagen einen signifikanten Einfluss haben.

Seit Mitte der 1990er-Jahre ist das Spektrum der organischen Mikroverunreinigungen durch neu auftretende Verunreinigungen (Emerging Contaminants), wie beispielsweise Arzneimittelsubstanzen erweitert worden. Es muss davon ausgegangen werden, dass diese Chemikalien teilweise schon früher im Abwasser und in Gewässern enthalten waren. Diese Spurenstoffe konnten jedoch erst durch die neu entwickelten analytischen Methoden nachgewiesen werden.

Die Studien an der Glatt konzentrierten sich auf Antibiotika [28, 29] und Betablocker [30]. Die Fluorchinolone Ciprofloxacin und Norfloxacin wurden in Kläranlagen zu 80 bis 90% durch Transfer in den Klärschlamm eliminiert. Im Vorfluter Glatt wurden Konzentrationen bis zu 18 ng/ℓ gemessen (Abb. 5A) [28]. Stoffflussanalysen für die Glatt ergaben für Ciprofloxacin und Norfloxacin Eliminationen von 66 beziehungsweise 48% während einer Fliesszeit von etwa 15 Stunden.

In den Jahren 2001 und 2002 wurden die Auswirkungen der Reduktion des Abwassereintrages (Überleitung

des Abwassers aus der ARA Zürich-Glatt in die ARA Werdhölzli) auf die Konzentrationen und Frachten des Antibiotikums Clarithromycin in der Glatt untersucht. Die durchschnittlichen Tagesfrachten in Rheinsfelden verminderten sich um 17 g/Tag, d.h. von 36 auf 19 g/Tag. In den Monaten Januar-Februar 2001 waren noch 15 g/Tag Clarithromycin aus der ARA Zürich-Glatt in den Vorfluter eingetragen worden. Die im Januar-Februar 2002 beobachtete Frachtreduktion von ungefähr 40% ab Oberglatt entspricht diesem Eintrag [29]. Das Vorkommen von vier Betablocker-Wirkstoffen wurde 2006 im Abwasser und in der Glatt studiert [30]. Konzentrationen in der Glatt wurden verglichen mit den aufgrund des georeferenzierten Simulationsmodells GREAT-ER abgeschätzten Gehalten (Abb. 5B). Das Modell war in der Lage, die Konzentrationen aufgrund von Verbrauchs- und Ausscheidungsdaten, Eliminationsraten in Kläranlagen und Transformationsprozessen im Fluss innerhalb eines Faktors 2 abzuschätzen. Basierend auf Geschwindigkeitskonstanten aus der Literatur konnte die Elimination in der Glatt nicht nur auf eine direkte Photolyse zurückgeführt werden. Perfluorierte Substanzen, insbesondere Perfluoroktansulfonat (PFOS) und Perfluoroktanat (PFOA), sind eine weitere Substanzklasse von Emerging Contaminants. Die Messergebnisse aus dem Glatt-Einzugsgebiet [31] weisen darauf hin, dass PFOS und PFOA in der Abwasserreinigung nur wenig entfernt werden und aus allen kommunalen Kläranlagen in die Vorfluter eingetragen werden. Für die im Abwasser der Kläranlage Dübendorf deutlich erhöhten Werte konnte kein spezifischer Eintrag gefunden werden. Stoffbilanzberechnungen aufgrund der Konzentrationen in der Glatt weisen darauf hin, dass im Fluss keine Elimination erfolgt.

4 Biologische Beurteilung der Glatt

Eine erste umfassende Gewässerbeurteilung wurde 1933 durchgeführt, u.a. um Datengrundlagen für die Dimensionierung zukünftiger ARAs bereitzustellen [3]. 1978 folgte eine Studie, um weitergehende Gewässerschutzmassnahmen zu planen [12]. Die aktuellste Untersuchung (2004) [8] hatte zum Ziel, das Einzugsgebiet der Glatt umfassend zu beurteilen. Basierend auf diesen neusten Daten wird der biologische Zustand der Glatt dargestellt und, unter Berücksichtigung historischer Daten, die wichtigsten Veränderungen aufgezeigt.

4.1 Kieselalgen

Die Kieselalgen wurden gemäss MSK-Modul «Kieselalgen» beurteilt [9]. Auch die historischen Präparate von 1847 und 1852 aus der Sammlung «Meister» konnten nach dieser Methode beurteilt werden.

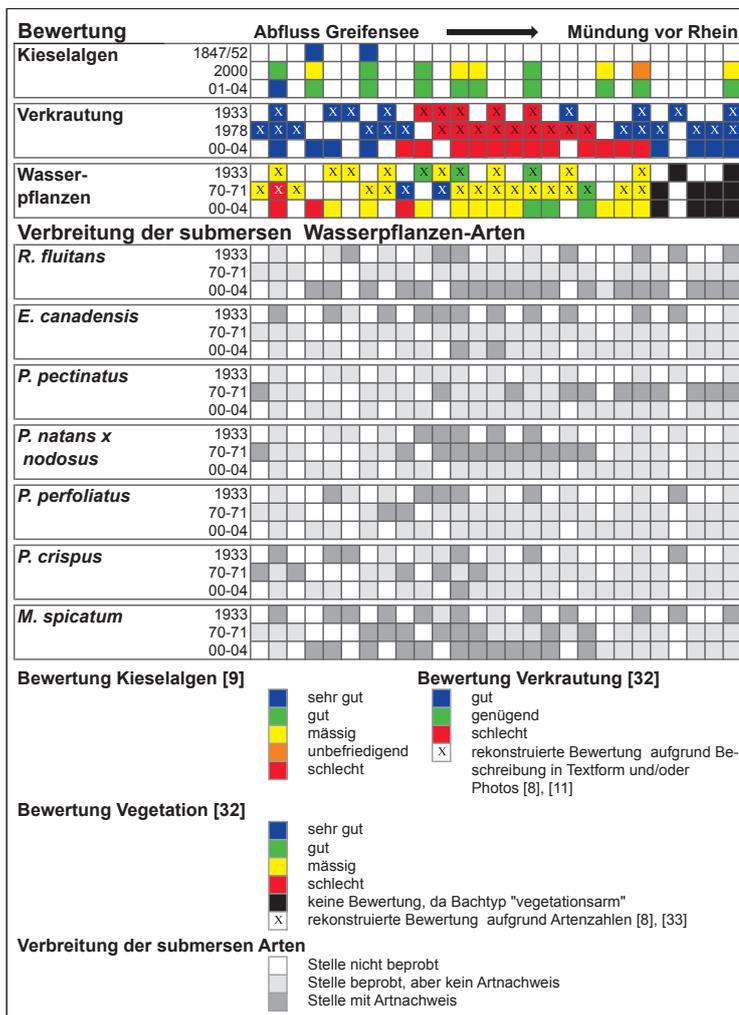
Die Kieselalgenproben aus dem Jahr 1847 in Schwamendingen und 1852 in Dübendorf indizieren eine sehr gute Wasserqualität und zeigen, dass die Glatt damals noch nicht wesentlich durch Nährstoffe oder Abwasser belastet war [32]. Die Untersuchungen aus den Jahren 2001–2004 (Tab. 4) zeigen beim Abfluss aus dem Greifensee eine «sehr gute» und flussabwärts bis zum Rhein eine «gute» Wasserqualität. Die Verbesserung der Wasserqualität im Unterlauf im Vergleich zum Jahr 2000 ist auf die Aufhebung der ARA Glatt und damit

eine stark reduzierte Abwasserfracht zurückzuführen.

4.2 Wasserpflanzen

Der Zustand der Fliessgewässervegetation wurde nach Känel et al. erfasst und beurteilt [33]. Waser et al. [3] und Egloff [34] verwendeten 1933 resp. 1970–1971 andere Methoden. Trotzdem lassen sich wesentliche Veränderungen der aquatischen Vegetation rekonstruieren. Da bei älteren Erhebungen die Häufigkeit der Wasserpflanzen nicht erfasst, sondern nur das Vorkommen von Arten beschrieben wurde, ist eine exakte Bewertung der Vegetation nach Känel [33] nicht möglich. Aufgrund der Anzahl vorgefundener Arten kann die bestmögliche Bewertung der Untersuchungsabschnitte berechnet werden.

Die Wachstumsbedingungen für höhere Wasserpflanzen scheinen in der Glatt seit 1933 ideal zu sein. Das kleine Gefälle und die geringe Beschattung ermöglichen hohe Pflanzendichten (Verkrautungen), auch bei der 1933 noch mässigen Nährstoffbelastung. Diese konnte aufgrund der Kieselalgenzusammensetzung im Sediment des Greifensees rekonstruiert werden und lag bei 0,05–0,1 mg P/l [32]. Die Verkräutungen traten 1933 hauptsächlich zwischen der Mündung des Leutschenbachs (Fluss km 9,3) und Oberglatt (km 17,2) auf (Tab. 4). Bis Ende der 1970er-Jahre hatte sich die Zone starker Verkräutung flussabwärts bis Höri (km 22,5), im Jahr 2004 bis Hochfelden (km 25,5) ausgedehnt. Die Verkräutungen werden bereits seit 1933 in gewissen Flussabschnitten jährlich gemäht. Mit den Flusskorrekturen im 19. Jahrhundert wurde die Glatt zu einem Kanal verbaut, wodurch der Lebensraum der Gewässersohle teilweise, der natürliche Uferbereich fast vollständig zerstört wurden.



Tab. 4 Zustand der Kieselalgen und Wasserpflanzen, Verkräutungsgrad und Verbreitung ausgewählter submerser Arten im Längsverlauf der Glatt sowie ihre Entwicklung von 1933–2004.

Pflanzen, die den Uferbereich besiedeln (*Helophyten*), sind in der Glatt deshalb nur spärlich vorhanden und dürften ein Hauptgrund für die generelle Artenarmut und damit überwiegend mässige Beurteilung der Vegetation sein – 1933, 1970 wie auch heute (Tab. 4). Leider gibt es keine Angaben zur aquatischen Vegetation vor den Glattkorrekturen. Die Anzahl Arten, die gänzlich untergetaucht im Wasser leben (*Submerse*) hat seit 1933 stark abgenommen. Während 1933 noch durchschnittlich 3,4 submerse Arten vorhanden waren, wurden 1970–1971 noch 2 und 2000–2004 noch 1,6 submerse Arten gefunden. Zudem haben sich die relativen Häufigkeiten einzelner Arten im Verlauf der Zeit stark verändert (Tab. 4). 1933 war vor allem *Potamogeton natans x nodosus* und zu geringerem Anteil *Ranunculus fluitans* für die Verkräutungen verantwortlich. In den 1970er-Jahren war nach wie vor *P. natans x nodosus* die häufigste Art im Mittellauf, wo zu allen Zeiten die stärksten Verkräutungen festgestellt wurden. *R. fluitans* dagegen verschwand vollständig und wurde durch *Potamogeton pectinatus* abgelöst, eine Art, die auch hy-

pereutrophe Verhältnisse tolerieren kann. *P. pectinatus* ist 1970–71 die einzige submerse Art, die in der Glatt unterhalb von Höri, im am stärksten belasteten Flussabschnitt noch gefunden wird. Dies weist darauf hin, dass die starke Zunahme der Nährstoffkonzentrationen zum Rückgang einzelner Arten im gesamten Flusslauf (*R. fluitans*, *Eloдея canadensis*) respektive Unterlauf ab Höri führte (*Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus*, *Potamogeton perfoliatus*). Heute, bei vergleichbaren Phosphorgehalten wie 1933, dominiert *R. fluitans*, der sehr artenarme Bestände bildet, nur *M. spicatum* kommt noch regelmässig vor. *P. pectinatus* dürfte aufgrund des Nährstoffrückgangs wieder verschwunden sein. *P. natans x nodosus* dagegen, der bei den Erhebungen ab 2000 nicht mehr vorgefunden wurde, kam in den 30er-Jahren bei heute vergleichbaren Phosphor-Konzentrationen regelmässig vor und ist heute noch in mehreren Bächen im Einzugsgebiet präsent. Da er seine Hauptverbreitung in langsam fliessenden bis stehenden Gewässern hat, könnte sein Verschwinden mit dem Verlust zahlreicher aufgestauter Gewässerstrecken

zusammenhängen. Durch den Betrieb von Mühlen und Wasserkraftanlagen waren aufgestaute Gewässerstrecken an der Glatt zwischen 1820 und 1968 zahlreich, verschwanden dann aber vollständig bis 1978 [7]. Die Häufigkeit von *P. perfoliatus* hat in der Glatt dagegen bereits zwischen 1933 und Mitte der 70er-Jahre stark abgenommen und ist inzwischen vollständig aus dem gesamten Einzugsgebiet verschwunden.

4.3 Wirbellose Kleintiere

Seit 1994 untersucht das Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft (AWEL) die Fauna in Zürcher Fliessgewässern mit standardisierten Methoden, welche die Berechnung von Bewertungsindizes wie dem «Indice Biologique Global Normalisé» (IBGN) erlauben [9]. Die Beurteilung der Fauna erfolgt dabei anhand einer fünfstufigen Skala von «sehr gut» bis «schlecht».

Eine erste Gewässerbeurteilung der Glatt anhand von wirbellosen Kleintieren wurde bereits im Jahr 1933 von Waser [3] vorgenommen. Das Bestimmungsniveau der gefundenen Organismen war damals aber uneinheitlich und reichte oft nur bis zur systematischen Stufe «Ordnung». Bei der nachträglichen Berechnung des IBGN-Index dürfte deshalb in manchen Fällen ein zu tiefer Wert resultieren. Dieselbe Einschränkung gilt für die Untersuchung der Eawag im Jahr 1978 [12].

Auch wenn die beiden Untersuchungen von 1933 und 1978 nur mit Vorbehalt mit den Erhebungen des AWEL ab 1994 verglichen werden können, geben sie dennoch ein eindrückliches Bild der biologischen Veränderungen in der Glatt (Abb. 6).

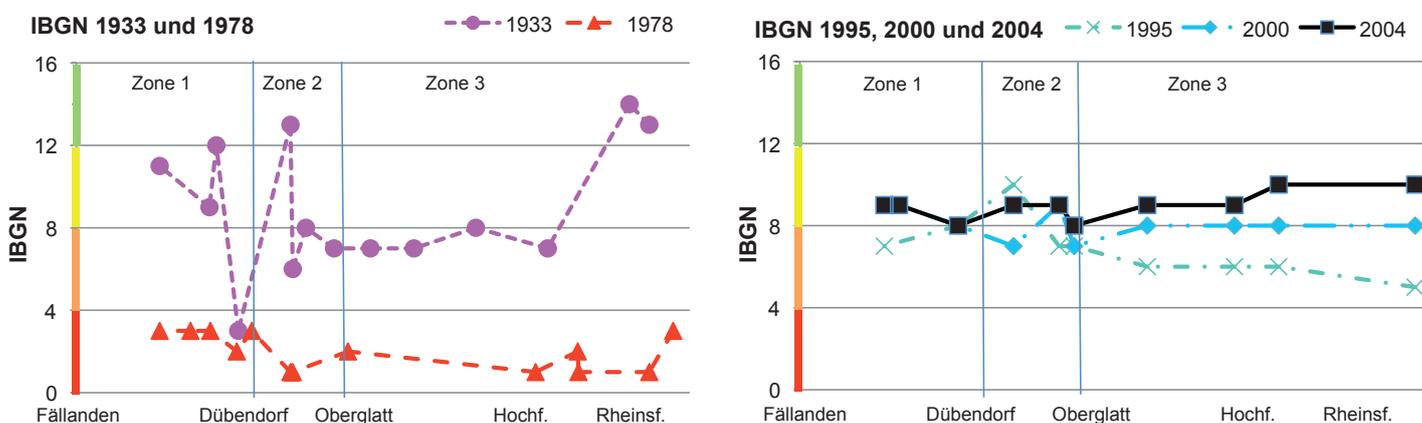


Abb. 6 IBGN-Werte für Makroinvertebraten an den Probenahmestellen entlang der Glatt in den Jahren 1933, 1978, 1995, 2000 und 2004. Bewertung nach dem Modulstufenkonzept; fünf Stufen: sehr gut (blau), gut (grün), mässig (gelb), unbefriedigend (orange), schlecht > 16 (rot).

Zustand um 1933

Wasser unterschied drei Zonen entlang des Glattlaufs:

Zone 1 vom Greifensee bis zur Leutschenbachmündung (Fluss km 9,3) wies trotz vielen kleinen Abwassereinleitungen «keine starke Belastung» auf. Die IBGN-Werte in diesem Abschnitt variieren stark, besonders an der Probestelle «unterhalb Färberei Zwicky» (Fluss km 5,5) bricht der IBGN stark ein und zeigt einen schlechten Zustand an. Bereits an der nächsten Probestelle oberhalb des Leutschenbachs war der Zustand der Fauna aber wieder gut. Erwähnenswert in diesem Abschnitt sind Funde der Eintagsfliege *Ecdyonurus sp.* sowie gehäusetragende Köcherfliegen der Familie *Limnephilidae*.

Zone 2 von der Leutschenbachmündung bis zur Fabrik «Carba» in Rümlang (km 14,8) war geprägt von einer «sehr starken Belastung mit Abwasser» [3]. Der IBGN ergibt an allen Probestellen in diesem Abschnitt die Bewertung «unbefriedigend». Es dominierten Schnecken, Egel und Würmer. Insekten waren sehr schwach vertreten, bei den Köcherfliegen fanden sich nur die unempfindlichen Familien der *Hydropsychidae* und *Rhyacophilidae*. Bei den Eintagsfliegen wurde als einzige Art *Potamanthus luteus* nachgewiesen. Unterhalb der Leutschenbachmündung konnte abwassertypischer heterotropher Bewuchs mit *Sphaerotilus* von blossem Auge wahrgenommen werden.

Zone 3 bis zur Mündung in den Rhein charakterisiert Wasser wiederum als «nur wenig mit Abwasser belastet» und er stellt eine «gut fortschreitende Reinigung des Glattwassers» fest. Der IBGN ergibt für die Probestellen im Flussverlauf bis Hochfelden (km 25,5) zunächst die Bewertung «unbefriedigend», erreicht dann bei den untersten beiden Probestellen die Bewertung «gut». Funde von Steinfliegenlarven der Gattungen *Perla* und *Dinocras* sowie Eintagsfliegenlarven der Gattungen *Ecdyonurus* und *Ephemerella* (*Serratella*) bei Glattfelden unterstreichen den damals guten biologischen Zustand im untersten Glattabschnitt.

Zustand um 1978 bis 1988

Die Bewertung der zwölf Eawag-Probestellen von 1978 [12] mittels IBGN ergibt ausnahmslos die Bewertung «schlecht». Da meist nur auf Niveau «Ordnung» bestimmt wurde, können kaum differenzierte Betrachtungen gemacht werden. Beachtenswert ist aber das explizit erwähnte Fehlen der Eintagsfliegenfamilie der *Heptageniidae*, von der Wasser in

Zone 1 und 3 noch mehrere Nachweise erbrachte, sowie die allgemeine Feststellung einer «relativen Armut der Wirbellosenfauna der Glatt». Von 1988 existiert eine weitere Untersuchung an der Probestelle Fällanden [35], der IBGN ergibt hier die Bewertung «unbefriedigend», was im Vergleich zu 1978 eine Verbesserung um eine Bewertungsstufe darstellt.

Zustand ab 2000

In den Jahren 1995, 2000 und 2004 wurden vom AWEL an der Glatt an neun Probestellen biologische Untersuchungen durchgeführt [8, 36]. 1995 wurde im obersten Teil der Glatt ein «mässiger» bis «unbefriedigender» Zustand der Kleintierfauna festgestellt, der sich im weiteren Flussverlauf nochmals leicht verschlechterte. Im Jahr 2000 resultierten an allen Probestellen Beurteilungen im Übergangsbereich zwischen «mässig» und «unbefriedigend», ohne Tendenz zur Verbesserung oder Verschlechterung im Flussverlauf. Im Jahr 2004 zeigten die Untersuchungen erstmals seit Jahrzehnten wieder eine leichte Verbesserung im Flussverlauf, alle Probestellen in der unteren Glathälfte erreichten die Bewertung «mässig». Die vereinzelt Wiederfunde von Eintagsfliegenlarven der Gattungen *Ecdyonurus* und *Serratella* (Familie *Heptageniidae*) und weiterer Arten, sowie der einzelne Nachweis einer Steinfliegenart (*Braconyptera risi*) im Jahr 2000 deuten ebenfalls auf eine Erholung des Gewässers hin.

5 Schlussfolgerung und Ausblick

Die Untersuchungen über die letzten 77 Jahre ermöglichten es, die Veränderungen des chemischen und biologischen Zustands

der Glatt zu dokumentieren. Diese Veränderungen sind einerseits eine Folge der steigenden Belastungen aus einem Einzugsgebiet mit einer rasch wachsenden Bevölkerung sowie dem vermehrten Eintrag von Chemikalien, die bei der konventionellen Abwasserreinigung nur beschränkt eliminiert werden [37]. Andererseits haben die zahlreichen vor allem an Punktquellen getroffenen Gewässerschutzmassnahmen dazu geführt, dass die bis in den 1970er-Jahren steigenden Nährstoffbelastungen durch kommunales Abwasser reduziert werden konnten. Somit präsentiert sich heute die Glatt in einem neuartigen chemischen Zustand. Die klassischen Indikatoren für Abwasser weisen ein wenig beeinträchtigendes Niveau auf, während vermehrt Mikroverunreinigungen unterschiedlicher Persistenz gemessen werden, deren Auswirkungen im Einzelnen oder als Summe auf die Ökologie des Flusses noch wenig bekannt sind. Doch im Falle des Insektizids Diazinon lagen die gemessenen Konzentrationen in der Glatt (Mittel 17 ng/l) über dem Qualitätskriterium für chronische Effekte von 3 ng/l [38]. Im Projekt «Strategie Micropoll» werden verschiedene Strategien zur Reduktion der Gewässerbelastung durch organische Mikroverunreinigungen erarbeitet [21]. Dabei wurden mehrere erfolgversprechende Verfahren zur Elimination von Spurenstoffen entwickelt und erprobt [37]. Das Glatttal ist sicherlich ein Kandidat für eine schnelle Umsetzung solcher Massnahmen, besonders auch im Hinblick auf die erwartete starke Bevölkerungszunahme in dieser Region. Es ist abzusehen, dass die Umweltanalytik in Zukunft noch weitere «Emerging Contaminants» entdecken und bestimmen wird. Die Palette der in der modernen Zivilisation eingesetzten Chemika-

lien ist derart vielfältig, dass hier kaum ein Ende abzusehen ist. Eine gewisse Verlagerung der Aufmerksamkeit von den Wirkstoffen hin zu den Zusatzstoffen kann erwartet werden.

Die negativen und positiven Veränderungen im chemischen Zustand lassen sich in Verschiebungen der Artenzusammensetzungen und der Häufigkeit von Kieselalgen, Wasserpflanzen und Kleintieren belegen. Insgesamt muss der heutige biologische Zustand der Glatt nach wie vor als ungenügend beurteilt werden. Dass sich die Flora und Fauna in der Glatt trotz Nährstoffreduktion noch längst nicht in dem Umfang erholt hat, wie dies möglich und wünschenswert wäre, liegt an einer Kombination verschiedener weiterhin bestehender Belastungsfaktoren:

- Speziell für die Fauna stellt die Belastung des Glattwassers mit Mikroverunreinigungen ein zunehmendes Problem dar.
- Der ökomorphologische Zustand der Glatt ist bis auf wenige Abschnitte stark beeinträchtigt bis schlecht. Im monotonen kanalartigen Gerinne fehlen vielfältige Lebensraumstrukturen für Pflanzen und Tiere. Die heutige Besiedlung entlang der Glatt und das prognostizierte Bevölkerungswachstum lassen leider wenig Raum für künftige Aufwertungsmassnahmen.
- Es fehlen Besiedlungsquellen in der näheren Umgebung, aus denen Lebewesen in die Glatt einwandern könnten. Viele Gewässer im Einzugsgebiet der Glatt leiden an denselben Beeinträchtigungen wie die Glatt selbst und sind ebenfalls biologisch verarmt. Bei den Seitengewässern der Glatt besteht im Gegensatz zum Hauptgerinne eher ein Revitalisierungspotenzial.

Die Anwendung von Modellen bei stoffflussorientierten Untersuchungen kann sehr hilfreich sein, um durchschnittliche Konzentrationen von Stoffen abzuschätzen, die entweder schwer abbaubar sind, oder deren Umwandlung und Sorption anhand von Laborexperimenten abgeschätzt werden können. Umweltanalytische Feldmessungen sind aber nötig, um die Modell-Vorausagen zu überprüfen. Im Weiteren ergeben sich Möglichkeiten für die Beurteilung von Einträgen und Vorgängen, die zu örtlichen und zeitlichen Konzentrationsunterschieden führen. Die Fülle an vorliegenden Daten aus der Glatt, die mit unterschiedlichsten chemischen und biologischen Methoden über einen langen Zeitraum erhoben wurden, machen diesen Fluss zu einem geeigneten Kalibriersystem für solche Modellierungen.

Der vorliegende Rückblick auf fast acht Jahrzehnte Untersuchungen an der Glatt zeigt auf, dass die Aspekte des chemischen und biologischen Zustands eines Fließgewässers interdisziplinär, im Sinne einer ganzheitlichen Gewässerqualität zu betrachten sind. Aufgrund dieser Beurteilung sollen dann aufeinander abgestimmte Massnahmen in allen Bereichen (Verminderung des Eintrags, Einschränkung der Anwendung von schwer abbaubaren und ökologisch bedenklichen Stoffen, Verbauungen im Fluss) geplant und getroffen werden.

Literaturverzeichnis

- [1] Bundesgesetz über den Gewässerschutz vom 24.1.1991: Systematische Sammlung Bundesrecht (SR) 814.20 und Gewässerschutzverordnung vom 28.10.1998, SR 814.201 Bern.
- [2] Bundesamt für Umwelt (BAFU) (1998): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer: Modulstufenkonzept, Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 26. S. 41.
- [3] Waser, E.; Husmann, W.; Blöchliger, G. (1934): Die Glatt – Eine systematische, praktische Zwecke dienende Flussuntersuchung in che-

mischer, bakteriologischer Richtung. Berichte der Schweizerischen Botanischen Gesellschaft. 43: S. 253-388.

- [4] AWEL Abteilung Gewässerschutz: Baudirektion Kanton Zürich, www.awel.zh.ch/internet/baudirektion/awel/de/wasserwirtschaft/messdaten.html. www.awel.zh.ch/internet/baudirektion/awel/de/wasserwirtschaft/messdaten/abfluss_wasserstand_abfluss.html.
- [5] Bundesamt für Umwelt (BAFU): Hydrologische Jahrbücher der Schweiz, <http://www.bafu.admin.ch/hydrologie/>.
- [6] Vischer, D. (2003): Die Geschichte des Hochwasserschutzes in der Schweiz. Berichte BWG Serie Wasser Nr.5.
- [7] Härrli, R. (1978): Die Glatt und ihre Korrektion von Niederglatt bis zum Rhein. Turicum. 9: S. 37-41.
- [8] Niederhauser, P.; Kaenel, B.; Meier, W. (2006): Wasserqualität der Seen, Fließgewässer und des Grundwassers im Kanton Zürich. Statusbericht 2006, AWEL Abteilung Gewässerschutz, Baudirektion Kanton Zürich: S. 1-107.
- [9] Bundesamt für Umwelt (BAFU): Modul-Stufen-Konzept: Makrozoobenthos, Kieselalgen, Wasserpflanzen, Chemie; www.modul-stufen-konzept.ch/d/index.htm.
- [10] Berg, M. (1991): Stickstoffdynamik in der Glatt. gwa. 71(12): S. 822-830.
- [11] Gujer, W. (1976): Nitrifikation in Fließgewässern – Fallstudie Glatt. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie. 38: S. 171-189.
- [12] Gujer, W.; Krecjci, V. (1979): Regionale abwassertechnische Studie Glattal. Teil II: Gewässerzustand während der Trockenwetterperiode, Direktion der öffentlichen Bauten des Kantons Zürich und ETH-Eawag Studie Gewässerschutz 2000. Proj. Nr. 15-400 und 29-805. S. 1-157.
- [13] Känel, B. (2003): Aufhebung der ARA Zürich Glatt: Auswirkungen auf den chemischen und biologischen Zustand der Glatt und der Limmat. AWEL Abteilung Gewässerschutz, Baudirektion Kanton Zürich: S. 1-32.
- [14] Zobrist, J.; Reichert, P. (2006): Bayesian estimation of export coefficients from diffuse and point sources in Swiss watersheds. Journal of Hydrology. 329(1-2): S. 207-223.
- [15] Sigg, L.; Behra, R. (2005): Speciation and bioavailability of trace metals in freshwater environments. Metal Ions in Biological Systems. Vol 44: S. 47-73.
- [16] Zobrist, J.; Sigg, L.; Schoenenberger, U. (2004): NADUF - thematische Auswertung der Messresultate 1974 bis 1998. Schriftenreihe der Eawag. 18: S. 1-131.
- [17] Boller, M. (2005): Bedeutung von Schwermetalleinträgen durch Niederschlagswasser. 38. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft 37/1-37/15.
- [18] NADUF. Nationale Daueruntersuchung der Fließgewässer, www.bafu.admin.ch/hydrologie/01831/01840/index.html?lang=de. www.eawag.ch/forschung/wuu/schwerpunkte/chemie-vonwasserressourcen/naduf/datendownload, Eawag NADUF Datenbank.
- [19] Uehlinger, U. (1994): Sauerstoff in der Glatt: Photosynthese, Respiration und Sauerstoffhaushalt in einem anthropogen stark beeinflussten Mittellandfluss (Glatt, Kt. ZH). gwa. 2/94: S. 123-128.
- [20] Gujer, W.; Krecjci, V.; Schwarzenbach, R.P.; Zobrist, J. (1982): Von der Kanalisation ins Grundwasser – Charakterisierung eines Regenereignisses im Glattal. gwa. 62: S. 298-311.
- [21] Schärer, M.; Sieber, U.; Müller, S. (2010): Weitere Massnahmen gegen Mikroverunreinigungen – Situation in der Schweiz. gwa. 7/10: S. 563-568.
- [22] Schwarzenbach, R.P.; Giger, W.; Hoehn, E.; Schneider, J.K. (1983): Behavior of Organic-Compounds During Infiltration of River Water to Groundwater – Field Studies. Environmental Science & Technology. 17(8): S. 472-479.
- [23] Giger, W.; Gabriel, F.L.P.; Jonkers, N.; Wettstein, F.E.; Kohler, H.P.E. (2009): Environmental fate of phenolic endocrine disruptors: field and laboratory studies. Philosophical Transactions of the Royal Society A. 367: S. 3941-1963.
- [24] Ahel, M.; Giger, W.; Schaffner, C. (1994): Behavior of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment - II. Occurrence and transformation in rivers. Water Research. 28(5): S. 1143-1152.
- [25] Jonkers, N.; Kohler, H.P.E.; Dammschäuser, A.; Giger, W. (2009): Mass flows of endocrine disruptors in the Glatt River during

- varying weather conditions. *Environmental Pollution*. 157(3): S. 714–723.
- [26] Kari, F.G.; Giger, W. (1996): Speciation and fate of ethylenediaminetetraacetate (EDTA) in municipal wastewater treatment. *Water Research*. 30(1): S. 122–134.
- [27] Giger, W.; Schaffner, C.; Kohler, H.P.E. (2006): Benzotriazole and tolyltriazole as aquatic contaminants. 1. Input and occurrence in rivers and lakes. *Environmental Science & Technology*. 40(23): S. 7186–7192.
- [28] Golet, E.M.; Alder, A.C.; Giger, W. (2002): Environmental exposure and risk assessment of fluoroquinolone antibacterial agents in wastewater and river water of the Glatt Valley Watershed, Switzerland. *Environmental Science & Technology*. 36(17): S. 3645–3651.
- [29] McArdell, C.S.; Molnar, E.; Suter, M.J.F.; Giger, W. (2003): Occurrence and fate of macrolide antibiotics in wastewater treatment plants and in the Glatt Valley Watershed, Switzerland. *Environmental Science & Technology*. 37(24): S. 5479–5486.
- [30] Alder, A.C.; Schaffner, C.; Majewsky, M.; Klasmeyer, J.; Fenner, K. (2010): Fate of beta-blocker human pharmaceuticals in surface water: Comparison of measured and simulated concentrations in the Glatt Valley Watershed, Switzerland. *Water Research*. 44(3): S. 936–948.
- [31] Huset, C.A.; Chiaia, A.C.; Barofsky, D.F.; Jonkers, N.; Kohler, H.P.E.; Ort, C.; Giger, W.; Field, J.A. (2008): Occurrence and mass flows of fluorochemicals in the Glatt Valley watershed, Switzerland. *Environmental Science & Technology*. 42(17): S. 6369–6377.
- [32] Elber, F.; Hürlimann, J.; Niederberger, C. (2004): Entwicklung des Gesamtphosphors im Greifensee anhand der im Sediment eingelagerten Kieselalgen. Bericht AquaPlus: S. 1–68.
- [33] Känel, B.; Meier, W.; Goeggel, W.; Weber, C. (2010): Methode zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässervegetation im Kanton Zürich, AWEL Abteilung Gewässerschutz, Baudirektion Kanton Zürich: Zürich. S. 102.
- [34] Egloff, F.G. (1977): Wasserpflanzen des Kantons Zürich. Die heutige Verbreitung und jüngste Geschichte der aquatischen Angiospermen. Vierteljahrsschrift der naturforschenden Gesellschaft in Zürich: S. 140.
- [35] Beutler, R. (1991): Biologie und Ökologie der Makroinvertebraten im Ausfluss eines eutrophen Sees (Glatt, Kanton Zürich) und die Verwertung der Partikelfracht durch die Filtrierer. Dissertation ETH Zürich Nr 9497.
- [36] AWEL Abteilung Gewässerschutz. unpublizierte Daten 1995–2000, Baudirektion Kanton Zürich.
- [37] Abegglen, C.; Böhler, M.; Hollender, J.; Zimmermann, S.G.; Zwickenpflug, B.; von Gunten, U.; Siegrist, H.; Thonney, D. (2010): Mikroverunreinigungen in Kläranlagen – Technische Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen. *gwa*. 7/10: S. 587–594.
- [38] Chevre, N.; Maillard, E.; Loepfe, C.; Slooten, K.B.V. (2008): Determination of water quality standards for chemical mixtures: Extension of a methodology developed for herbicides to a group of insecticides and a group of pharmaceuticals. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 71(3): S. 740–748.
- [39] Herlyn, A.; Maurer, M. (2006): Kläranlagen: Zustand Kosten und Investitionsbedarf in der schweizerischen Abwasserwirtschaft, Datengrundlage, Eawag-BAFU-Projekt: Bern.
- [40] Bundesamt für Statistik (BFS): GEOSTAT. www.bfs.admin.ch/bfs/portal/de/index/dienstleistungen/geostat/geodata.html.
- [41] Statistisches Jahrbuch der Stadt Zürich: Kapitel 1: Bevölkerung. www.stadt-zuerich.ch/prd/de/index/statistik/publikationsdatenbank/Jahrbuch/jahrbuch_2011/JB_2011_kapitel_01.html.
- [42] Zobrist, J.; Davis, J.S.; Hegi, H.R. (1976): Charakterisierung des chemischen Zustandes des Flusses Glatt. *gwa*. 56: S. 57–114.
- [43] Kupper, U.; Koch, M.; Meier, W.; Niederhauser, P. (1998): Oberflächengewässer und Abwasserreinigungsanlagen Ausgabe 1998. Zürcher Umweltp Praxis: S. 1–103.
- [44] Giger, W.; Schaffner, C.; Kari, F.G.; Ponusz, H.; Reichert, P.; Wanner, O. (1991): Auftreten und Verhalten von NTA und EDTA in schweizerischen Flüssen. Mitteilungen der Eawag. 32: S. 27–31.
- [45] Kari, F.G.; Giger, W. (1995): Modeling the Photochemical Degradation of Ethylenediaminetetraacetate in the River Glatt. *Environmental Science & Technology*. 29(11): S. 2814–2827.
- [46] Ahel, M. (1987): Biogeochemical behaviour of alkylphenol polyethoxylates in the aquatic environment. University of Zagreb: Zagreb, Croatia.
- [47] Ahel, M.; Schaffner, C.; Giger, W. (1996): Behaviour of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment - III. Occurrence and elimination of their persistent metabolites during infiltration of river water to groundwater. *Water Res*. 30(1): S. 37–46.
- [48] Voutsas, D.; Hartmann, P.; Schaffner, C.; Giger, W. (2006): Benzotriazoles, alkylphenols and bisphenol a in municipal wastewaters and in the Glatt River, Switzerland. *Environmental Science and Pollution Research*. 13(5): S. 333–341.
- [49] Poiger, T.; Field, J.A.; Field, T.M.; Giger, W. (1996): Occurrence of fluorescent whitening agents in sewage and river water determined by solid-phase extraction and high-performance liquid chromatography. *Environmental Science & Technology*. 30(7): S. 2220–2226.
- [50] Poiger, T.; Kari, F.G.; Giger, W. (1999): Fate of fluorescent whitening agents in the River Glatt. *Environmental Science & Technology*. 33(4): S. 533–539.
- [51] Stoll, J.M.A.; Giger, W. (1998): Mass balance for detergent-derived fluorescent whitening agents in surface waters of Switzerland. *Water Research*. 32(7): S. 2041–2050.
- [52] Stoll, J.M.A.; Ulrich, M.M.; Giger, W. (1998): Dynamic behavior of fluorescent whitening agents in Greifensee: Field measurements combined with mathematical modeling of sedimentation and photolysis. *Environmental Science & Technology*. 32(13): S. 1875–1881.
- [53] Buerge, I.J.; Poiger, T.; Müller, M.D.; Buser, H.R. (2003): Caffeine, an anthropogenic marker for wastewater contamination of surface waters. *Environmental Science & Technology*. 37(4): S. 691–700.
- [54] Buerge, I.J.; Buser, H.R.; Müller, M.D.; Poiger, T. (2003): Behavior of the polycyclic musks HHCB and AHTN in lakes, two potential anthropogenic markers for domestic wastewater in surface waters. *Environmental Science & Technology*. 37(24): S. 5636–5644.
- [55] Fent, K.; Zenker, A.; Rapp, M. (2010): Widespread occurrence of estrogenic UV-filters in aquatic ecosystems in Switzerland. *Environmental Pollution*. 158(5): S. 1817–1824.
- [56] Giger, W.; Schwarzenbach, R.P.; Hoehn, E.; Schellenberg, K.; J.K., S.; Wasmer, H.R.; Westall, J.; Zobrist, J. (1983): Das Verhalten organischer Wasserinhaltsstoffe bei der Grundwasserbildung und im Grundwasser. *gwa*. 62: S. 517–531.
- [57] Buerge, I.J.; Buser, H.R.; Kahle, M.; Müller, M.D.; Poiger, T. (2009): Ubiquitous Occurrence of the Artificial Sweetener Acesulfame in the Aquatic Environment: An Ideal Chemical Marker of Domestic Wastewater in Groundwater. *Environmental Science & Technology*. 43(12): S. 4381–4385.
- [58] Lindstrom, A.; Buerge, I.J.; Poiger, T.; Bergqvist, P.A.; Müller, M.D.; Buser, H.R. (2002): Occurrence and environmental behavior of the bactericide triclosan and its methyl derivative in surface waters and in wastewater. *Environmental Science & Technology*. 36(11): S. 2322–2329.
- [59] Steinmann, P.; Niederhauser, P. (2008): Pestiziduntersuchungen bei den Hauptmessstellen Furtbach Würenlos und Glatt vor Rhein im Jahr 2007, AWEL Abteilung Gewässerschutz, Baudirektion Kanton Zürich; www.awel.zh.ch/internet/baudirektion/awel/de/wasserwirtschaft/GS_Labor/gewaesser.html.

Keywords

Glatt – langfristige Gewässeruntersuchungen – umfassende Gewässerbeurteilung – Modul-Stufen-Konzept

Autoren

Zobrist Jürg, Dr.
Tel. +41 (0)58 765 51 02
zobrist@eawag.ch

Ursula Schoenenberger
ursula.schoenenberger@eawag.ch

Alfredo C. Alder, Dr.
alfredo.alder@eawag.ch

Eawag: Das Wasserforschungsinstitut des ETH-Bereichs
Überlandstrasse 133
CH-8600 Dübendorf

Barbara Känel, Dr.
Wissenschaftliche Mitarbeiterin
barbara.kaenel@bd.zh.ch

Patrick Steinmann, Dr.
Wissenschaftlicher Mitarbeiter
patrick.steinmann@bd.zh.ch

AWEL Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft
Abteilung Gewässerschutz
CH-8090 Zürich

Walter Giger, Prof. Dr.
giger@giger-research.ch
Giger Research Consulting
CH-8049 Zürich