

GRUNDWASSERQUALITÄT IM GEBIET AARBERG-LYSS

ENTWICKLUNG DER REDOXFAHNE IM ABSTROM DER ZUCKERFABRIK AARBERG

Die Grundwasserqualität im Berner Seeland wurde durch die Versickerung organischer Abfälle der Zuckerfabrik Aarberg (ZRA) grossräumig beeinträchtigt. Die daraus entstehende Redoxfahne hat sich in den letzten 60 Jahren kontinuierlich zurückgebildet. Allerdings dürfte es noch viele Jahrzehnte andauern, bis sich im Abstrom der ehemaligen ZRA-Deponien wieder oxidierende Bedingungen im Grundwasser einstellen werden.

*Paul Wersin; Christoph Wanner; Mirjam Kiczka, Institut für Geologie, Universität Bern
Samuel Weber, Geotechnisches Institut AG*

RÉSUMÉ

QUALITÉ DES EAUX SOUTERRAINES DANS LA RÉGION D'AARBERG-LYSS: PANACHE RÉDOX EN AVAL DE LA SUCRERIE D'AARBERG

Le dépôt et l'infiltration de déchets organiques de la sucrerie d'Aarberg (ZRA) ont provoqué un panache rédox de grande ampleur, probablement unique en Suisse, dans la nappe phréatique du Seeland bernois. Grâce aux mesures techniques de protection des eaux prises par la ZRA, la qualité des eaux souterraines dans la région d'Aarberg-Lyss s'est continuellement améliorée au cours des 60 dernières années. C'est ce qui ressort de l'évaluation de données historiques et d'études récentes. Dès la fin du siècle dernier, il a été possible de montrer que si la majeure partie de la matière organique apportée par la ZRA a été dégradée par des processus biologiques, des quantités considérables sont encore présentes dans le sous-sol.

En raison de lacunes dans les données, l'étendue actuelle et l'évolution future du panache rédox ne sont pas connues avec précision. Il faudra probablement encore de nombreuses décennies avant que des conditions oxydantes ne s'établissent à nouveau en aval des anciennes décharges et bassins d'infiltration de la ZRA par des processus d'atténuation naturelle.

EINLEITUNG

Im Berner Seeland liegt eines der bedeutendsten Grundwasservorkommen der Schweiz, das für die Trinkwassergewinnung genutzt wird [1]. Seit der ersten Juragewässerkorrektion im 19. Jahrhundert ist das Gebiet durch eine fortschreitende landwirtschaftliche und industrielle Nutzung geprägt, was zu Beeinträchtigungen der Grundwasserqualität geführt hat. Während das Grundwasser im zentralen Teil durch landwirtschaftliche Aktivitäten gefährdet ist [2, 3], sind im östlichen Bereich eher Belastungen durch industrielle Aktivitäten erkennbar. So ist im Gebiet Aarberg-Lyss eine grossräumige sog. Redoxfahne im Grundwasser vorhanden. Diese steht im Zusammenhang mit früheren Tätigkeiten der Zuckerfabrik und Raffinerie *Aarberg AG* (ZRA) (heute Teil der *Schweizer Zucker AG*) [4, 5].

Durch die Herstellung von Zucker aus Zuckerrüben entsteht ein hoher Anteil an organisch-reichem Schlamm und Abwasser. Aufgrund der auftretenden Probleme für Grundwasser und Oberflächengewässer wurden die Abwasserverfahren sukzessive verbessert. Von 1899 bis 1964 wurde im «Einweg-System» sämtliches Abwasser in die Deponieteiche geleitet, wo sich das suspendierte Material absetzen konnte [6]. Das verbleibende Abwasser wurde anschliessend in Sickerbecken zur Versickerung gebracht. Die Deponien und Sickerteiche wurden entlang der Al-

ten Aare in immer grösserer Entfernung vom Betriebsareal errichtet (Fig. 1). In den 1960er-Jahren kam es wegen Beeinträchtigung verschiedener Pumpwerke von Lyss und Biel zu einem langjährigen Rechtsstreit, der erst 1981 mit einem Vergleich vor Bundesgericht endete [7]. In diesem Zeitraum wurden durch die Inbetriebnahmen der mechanischen und biologischen Kläranlagen sowie weiterer Massnahmen die Abwassermengen und Einträge ins Grundwasser kontinuierlich verringert. Seit der Inbetriebnahme von zwei dichten Stapelbecken (1989) kann auf die Deponieteiche verzichtet werden. Zwischen 1940 und 1964 war die versickerte Abwasserfracht weitaus am grössten (ca. 73% gemäss [6]), obwohl die Menge an verarbeiteten Zuckerrüben später kontinuierlich anstieg (Fig. 2). Gemäss [6] betrug die versickerte Fracht an abbaubarem organischem Kohlenstoff in diesem Zeitraum durchschnittlich 650 Tonnen/Jahr. Seit 1989 ist die Sickerwasser-Fracht deutlich gesunken und beschränkt sich im Wesentlichen auf das Sickerwasser, das von ehemaligen Deponien und Sickerteichen in den Untergrund versickert. Diese C-Fracht wurde gemäss einer in den Jahren 1998–1999 durchgeführten Altlastenuntersuchung von [4] auf 3,4 Tonnen/Jahr geschätzt. Gestützt auf Modellrechnungen konnte auch die abbaubare C-Fracht, die noch im Untergrund lagert, abgeschätzt werden, nämlich 43 Tonnen/Jahr. Aufgrund dieser quantitativen Betrachtungen, die vor ca. 25 Jahren angestellt wurden, konnten folgende Rückschlüsse gezogen werden:

- (i) Obwohl der grösste Anteil der durch die ZRA verursachte C-Fracht in den Untergrund durch biologische Prozesse abgebaut wird, existieren weiterhin beträchtliche Mengen an «altem» abbaubarem organischem Material.
- (ii) Die C-Fracht, die durch das Sickerwasser der ehemaligen Deponien in den Untergrund gelangt, ist deutlich geringer als der verfügbare Sauerstoff.
- (iii) Hingegen ist die gesamte abbaubare C-Fracht, die im Untergrund lagert, grösser als der verfügbare Sauerstoff. Gemäss den Autoren würde es ohne weitere Massnahmen (d. h. durch *Natural Attenuation*) noch mehrere Jahrzehnte andauern, bis sich aerobe Verhältnisse einstellen würden.

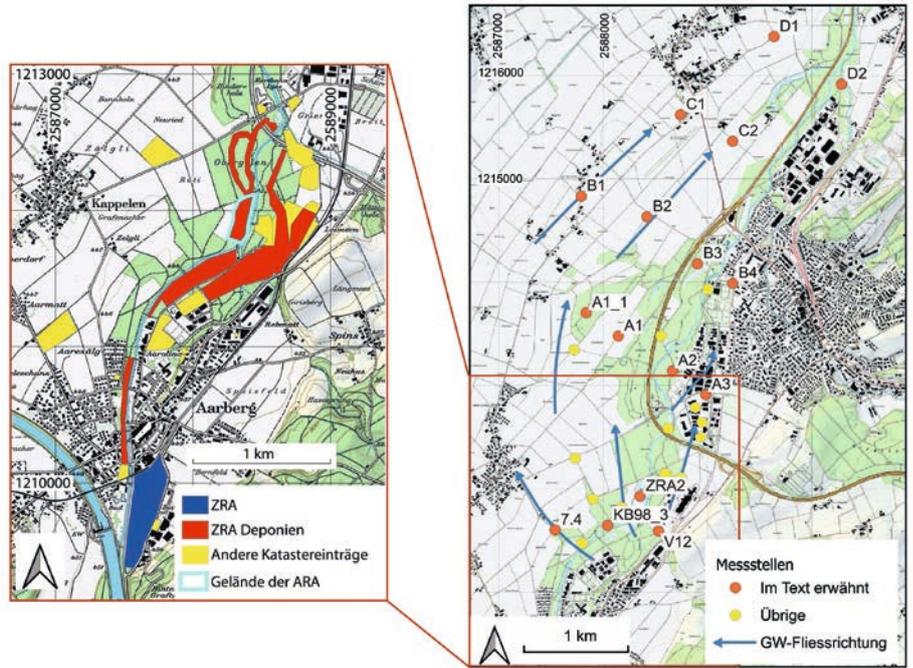


Fig. 1 Karte mit Deponien der ZRA, anderen belasteten Standorten (links) sowie Grundwasser-Messstellen und -Fließrichtungen (rechts) [11].

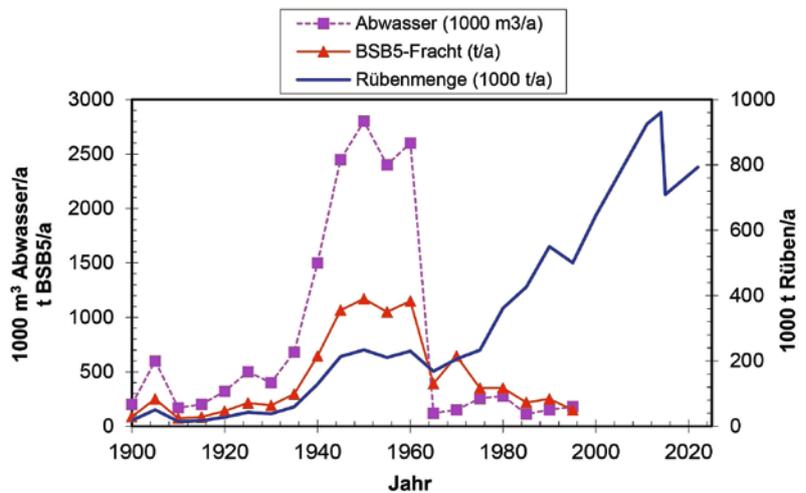


Fig. 2 Entwicklung der Zuckerrübenproduktion und Abwasserfracht in der ZRA (nach [5] und [12]). BSBs: biologischer Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen.

In diesem Beitrag wird die räumliche und zeitliche Entwicklung der Redoxfahne im Abstrom der ZRA dargestellt und diskutiert. Einen zentralen Bestandteil bilden dabei die Daten aus dem Überwachungsprogramm des Wasserverbands Seeland, die seit 1950 erhoben werden (seit 2000 nur in sehr reduziertem Umfang) sowie die Masterarbeit von S. Weber aus dem Jahr 2015 [8]. Berücksichtigt werden ausserdem die Arbeiten [4] aus den Jah-

ren 1998–99 und die Datenzusammenstellungen von [9] und [10].

HYDROGEOLOGIE UND HYDROCHEMIE

HYDROGEOLOGISCHE VERHÄLTNISS

Der Grundwasserleiter des Seelands besteht vorwiegend aus den sog. Aareschottern (fluviatile kiesig-sandige Sedimente mit unregelmässig ausgebildeten siltigen

und siltig-tonigen Zwischenlagen). Im Liegenden befinden sich vor allem Seetone und lokal auch Moränen oder der Molassefels, die den Grundwasserstauer bilden. Die Deckschichten bestehen aus geringmächtigen Ablagerungen, die im Raum Aarberg-Lyss vor allem kiesiger Natur sind. Der Flurabstand ist gering, zw. 2–5 m [1]. Der Aquifer befindet sich im sog. Seelandtrog, der im Westen und Osten vom Molassefels bzw. Grundmoränen begrenzt wird. Seine Mächtigkeit erreicht im zentralen Teil bis zu 40 m, während diese gegen die östlichen und westlichen Ränder bis auf 0 m abnimmt. Die hydraulische Durchlässigkeit ist variabel in der Größenordnung von 10^{-4} und 10^{-2} m/s [13] und die Fließgeschwindigkeiten bewegen sich im Bereich von 1 bis 10 m/Tag. Die maximalen Grundwasserschwankungen liegen bei 1,5 m.

Das Grundwasser wird vor allem durch Infiltration der Alten Aare, die das Untersuchungsgebiet von Süden nach Norden

durchquert, gespeisen. Die Fließrichtung zwischen Aarberg und Lyss ist subparallel zur Alten Aare. Weitere Zuflüsse in das Gebiet finden von Süden (via Infiltration aus dem Hagneckkanal), von Osten (Hangzuflüsse) und von oben (Niederschläge) statt.

HYDROCHEMIE UND REDOXVERHÄLTNISSE

Die wichtigsten Bestandteile der gelösten Stoffe des Grundwassers sind Kalzium und Bikarbonat (Ca-HCO₃-Wassertyp),

mit geringeren Mengenanteilen an Magnesium, Sulfat, Natrium und Chlorid. Durch den Austausch mit der Atmosphäre liegen im Untersuchungsgebiet natürlicherweise aerobe (sauerstoffreiche) Verhältnisse im Grundwasser vor. Durch den Eintrag von abbaubarem organischem Material wird der Sauerstoff durch mikrobielle Vorgänge gezehrt, was schliesslich zu anaeroben Verhältnissen führt. Dieser Prozess kann chemisch als Redox-

$O_2 + CH_2O \rightarrow CO_2 + H_2O$	1
$NO_3^- + CH_2O \rightarrow 1/4 CO_2 + 5/4 HCO_3^- + 1/2 N_2 + 3/4 H_2O$	2
$NO_3^- + 2 CH_2O + H_2O \rightarrow 2 HCO_3^- + NH_4^+$	3
$MnO_2(s) + 1/2 CH_2O + 3/2 CO_2 + 1/2 H_2O \rightarrow 2 HCO_3^- + Mn^{2+}$	4
$FeOOH(s) + 1/4 CH_2O + 7/4 CO_2 + 1/4 H_2O \rightarrow 2 HCO_3^- + Fe^{2+}$	5
$SO_4^{2-} + 2 CH_2O \rightarrow 2 HCO_3^- + H_2S$	6
$CH_2O \rightarrow 1/2 CO_2 + 1/2 CH_4$	7
$CaCO_3(s) + CO_2 + H_2O \rightarrow Ca^{2+} + 2 HCO_3^-$	8
$CaMg(CO_3)_2(s) + 2 CO_2 + 2 H_2O \rightarrow Ca^{2+} + Mg^{2+} + 4 HCO_3^-$	9

Redox- und Karbonatreaktionen, die beim Abbau von organischem Kohlenstoff ablaufen. Die im Grundwasser gemessenen Redoxindikatoren sind fett hervorgehoben.

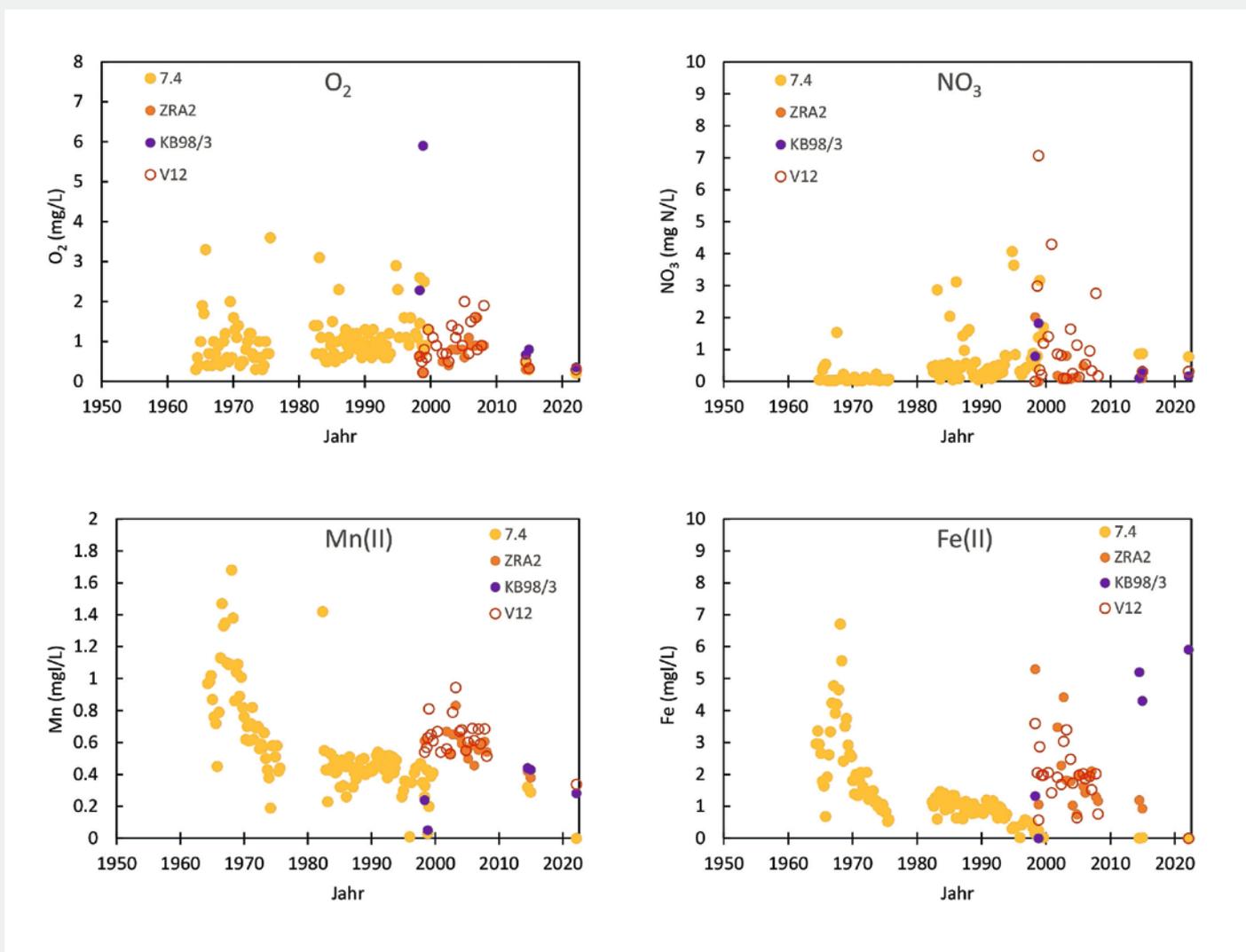


Fig. 3 Zeitlicher Verlauf von ausgewählten Redoxparametern innerhalb Ablagerungsbereich der ZRA-Deponien und Sickerteiche.

reaktion, in dem der organische Kohlenstoff (vereinfacht als Molekül CH_2O ausgedrückt) mit dem Oxidationsmittel O_2 zu CO_2 oxidiert, dargestellt werden (s. *Box, Reaktion 1*). Unter anaeroben Bedingungen geht der mikrobielle Abbau weiter, in dem nacheinander Nitrat (NO_3), Mangan (Mn(IV)), Eisen (Fe(III)) und Sulfat (SO_4) als Oxidationsmittel wirken. Wie in der *Box* dargestellt, wird durch die Nitratreduktion Stickstoffgas und Ammonium (NH_4) (*Reaktionen 2 und 3*) freigesetzt. Die Reduktion von Mn(IV) und Fe(III) , die als unlösliche Oxidminerale im Aquifer vorkommen, führt zur Bildung von gelöstem Mn(II) und Fe(II) im Grundwasser (*Reaktionen 4 und 5*). Durch die Sulfatreduktion entsteht Sulfid (S-II) (*Reaktion 6*) und bei sehr reduzierenden Bedingungen kann es sogar zur Methanbildung (*Reaktion 7*) kommen.

Wird O_2 in ein reduziertes Grundwasser eingetragen, so findet der Redoxprozess in umgekehrter Reihenfolge statt; d. h.

es werden die reduzierten Spezies S(-II) , Fe(II) , Mn(II) und NH_4 nacheinander oxidiert, bis schlussendlich wieder aerobe Bedingungen vorherrschen.

Die Parameter O_2 , NO_3 , NH_4 , Mn , Fe und S(-II) können in gelöster Form im Grundwasser gemessen und als Redoxindikatoren verwendet werden [14]. Durch die vorgängig beschriebenen Redoxprozesse entsteht CO_2 und Karbonathärte (Alkalinität). Dies bewirkt auch eine Lösung von dem im Aquifer reichlich vorhandenen Kalzit und Dolomit, wodurch das Grundwasser zusätzlich aufgehärtet wird (*Reaktionen 8 und 9*).

RÄUMLICHE UND ZEITLICHE ENTWICKLUNG DER REDOXFAHNE

Die in diesem Beitrag diskutierten Grundwasser-Messstellen befinden sich im unmittelbaren Bereich der alten ZRA-Deponien sowie im näheren und weiteren Abstrom (*Fig. 1*).

UNMITTLBARER BEREICH DER ZRA-DEPONIE

Hier zeigen die Redoxindikatoren generell reduzierende Bedingungen im Grundwasser an, was sich in tieferen Gehalten an O_2 und NO_3 und erhöhten gelösten Mn - und Fe -Gehalten widerspiegelt (*Fig. 3*). In den hier dargestellten Zeitreihen werden aber die Konzentrationsschwankungen der einzelnen Parameter deutlich, die auf mehrere Ursachen zurückzuführen sind. Einerseits können kleinräumige heterogene Redoxverhältnisse im Aquifer zu «gemischten» Wasserproben bezüglich Redox führen [15]. Andererseits ist die Dynamik der Grundwasserzuflüsse von saisonalen Schwankungen beeinflusst, was sich auf die Grundwasserstände und auf die Redoxbedingungen auswirkt [4, 5]. So steigt im Sommer generell die Infiltrationsleistung der Alten Aare mit sinkenden Grundwasserständen an, was zu stärker oxidierenden Bedingungen führt. Schliesslich können auch methodische Aspekte wie

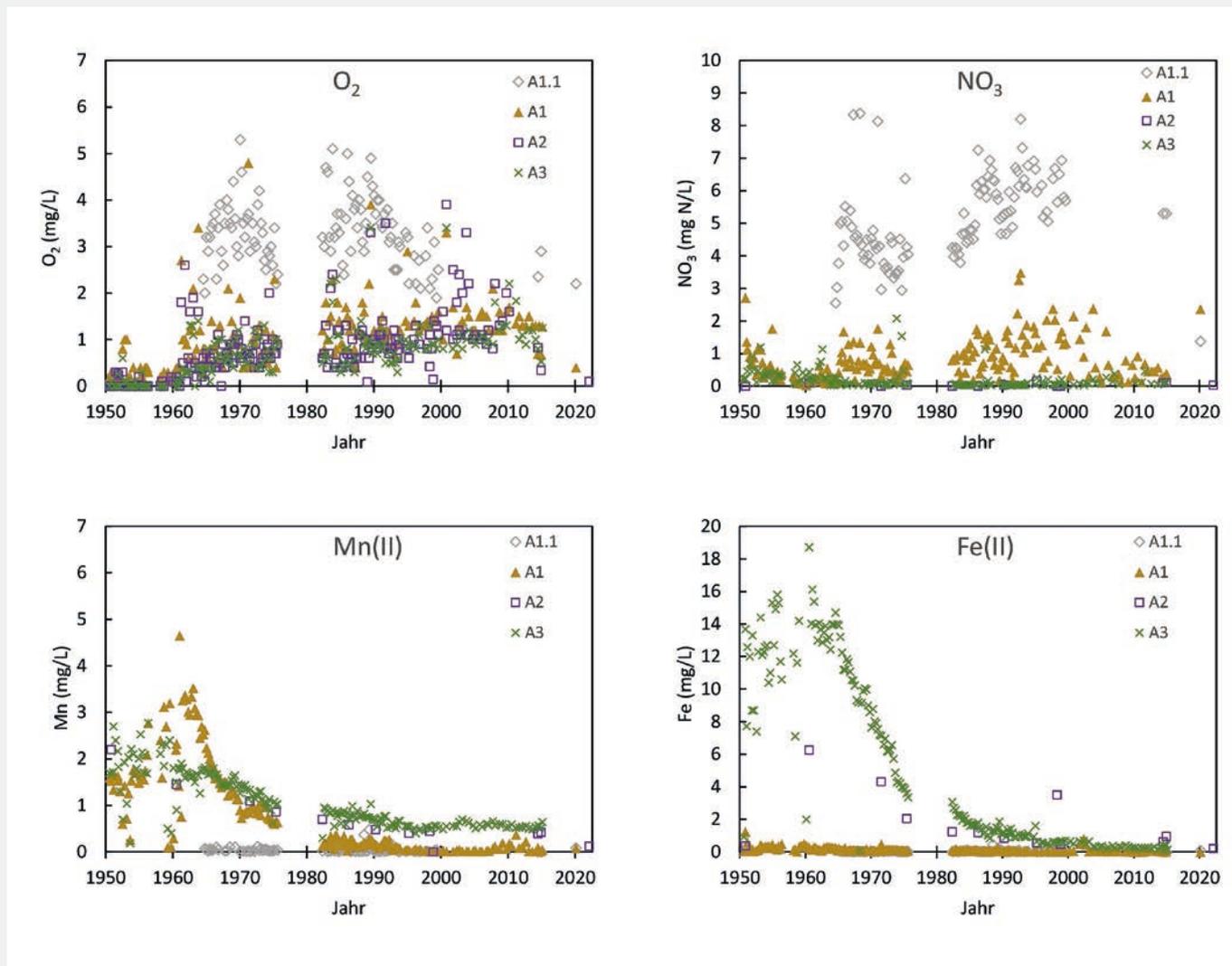


Fig. 4 Zeitlicher Verlauf von ausgewählten Redoxparametern im näheren Abstrom der ZRA-Deponien und Sickerteiche (Messstellen Serie A).

z. B. Sauerstoffeintrag während der Probenahme zu den beobachteten Schwankungen beitragen. Nichtsdestotrotz lassen sich zeitliche Tendenzen erkennen. So zeigt *Messstelle 7.4* (Fig. 3) eine deutliche Abnahme des gelösten Eisens und Mangans vom Messbeginn 1964 bis Anfang 2000, danach sinkt die Fe-Konzentration gegen null, während dies bei den Mn-Konzentrationen nicht der Fall ist. Für die anderen Messstellen (*ZRA2*, *KB98/2*, *V12*) sind regelmässige Messungen erst seit Ende der 1990er-Jahre vorhanden. Diese zeigen unterschiedliche Redox-Tendenzen. *ZRA2* zeigt einen Trend zu oxidierenderen Bedingungen, während für *KB98/3* eher ein gegenteiliger Trend zu beobachten ist.

NÄHERER ABSTROMBEREICH

In diesem Bereich (ca. 0,5–1 km vom Deponiebereich entfernt) zeitigt der langjährige Trend generell eine kontinuierliche Verbesserung der Grundwasserqualität (Fig. 4). So sanken die gelösten Fe- und

Mn-Konzentrationen bei den Messstellen *A2* und *A3* östlich der Alten Aare, während die gelösten O₂-Gehalte anstiegen. Bei *A1* westlich der Alten Aare zeigt sich ein ähnlicher Trend, obwohl diese Messstelle nie erhöhte Fe-Gehalte aufwies, was zumindest seit 1950 auf weniger reduzierende Bedingungen hinweist. Die westliche Begrenzung der Redoxfahne liegt zwischen den beiden Messstellen *A1* und *A1.1*. Letztere zeigt seit Beginn der Messungen oxidierende Bedingungen an. Die zunehmenden Nitratgehalte in diesem Bereich sind auf landwirtschaftliche Aktivitäten zurückzuführen.

WEITERER ABSTROMBEREICH

In diesem Bereich (~1,5–4 km vom Deponiebereich entfernt) ist eine ähnliche Tendenz zur verbesserten Grundwasserqualität erkennbar (Fig. 5 und 6), wobei die Signale weniger eindeutig sind. Die generelle Erhöhung der Sauerstoffgehalte von 1950 bis 2000 (Ende der Überwa-

chungskampagne für diese Messstellen) wird jedoch nicht überall durch jüngere Messungen aus dem Jahr 2015 bestätigt. Hier wurden in den Messstellen *B2* und *B3* wieder reduzierendere Verhältnisse vorgefunden.

RÄUMLICHE UND ZEITLICHE AUSBREITUNG

Die räumliche und zeitliche Entwicklung der Redoxfahne ist in *Figur 7* für die Jahre 1965, 1982, 1999 und 2015 abgebildet. Der Redoxzustand wird gemäss den Redoxindikatoren O₂ (grün), NO₃ (hellgrün), Fe²⁺ (orange) und Sulfid (S²⁻, rot) dargestellt. Es muss dabei angemerkt werden, dass wegen der Datenlücken und unterschiedlicher Methodik über die Jahre der Interpretationsspielraum relativ gross ist. So wurde das südliche Gebiet in früheren Jahren kaum untersucht (schraffierte Bereiche), während in neuerer Zeit wenige Daten für das nördliche Gebiet vorhanden sind. In diesem Gebiet ist eine deutliche Veränderung zu weniger reduzierenden

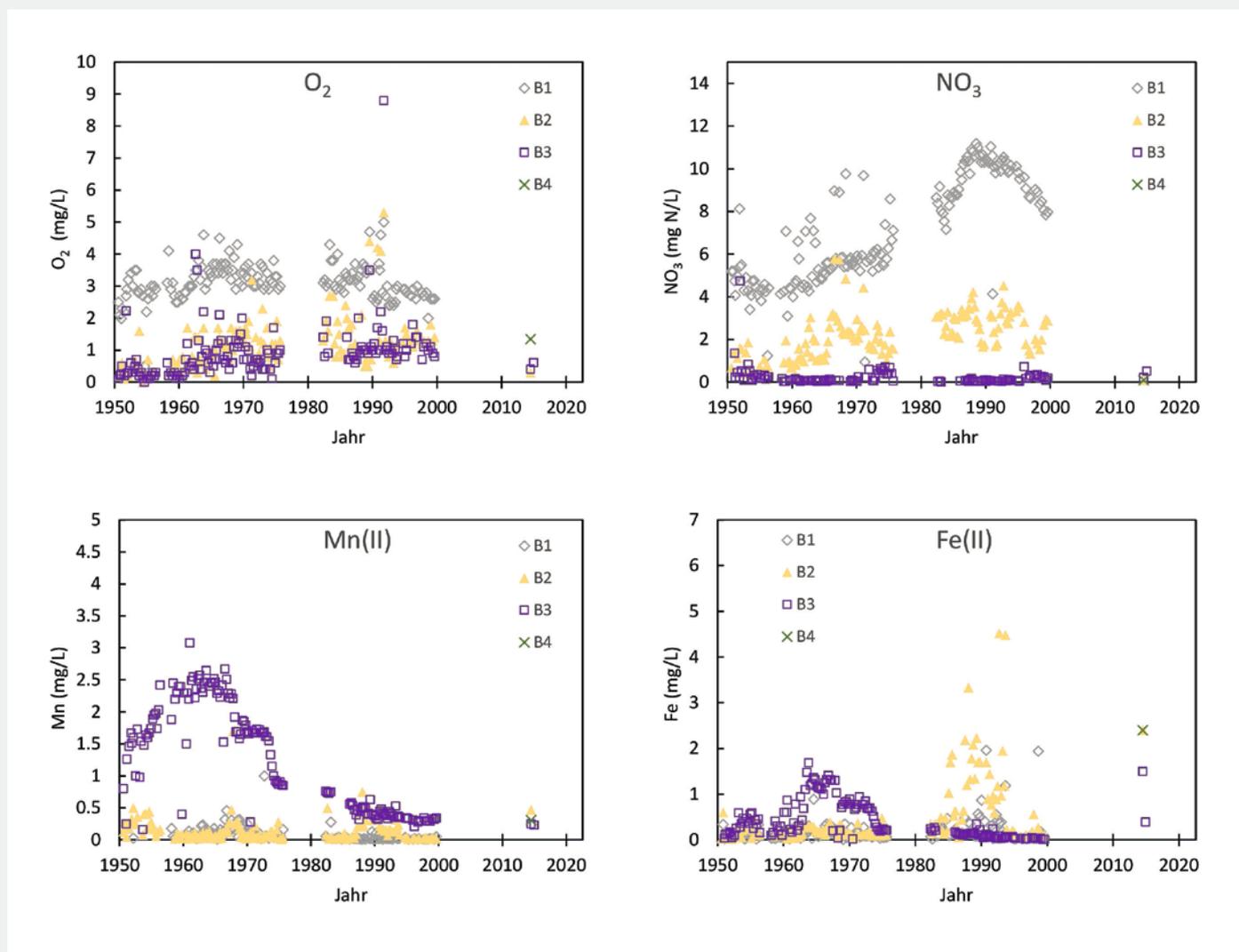


Fig. 5 Zeitlicher Verlauf von ausgewählten Redoxparametern im weiteren Abstrom der ZRA-Deponien und Sickerteiche (Messstellen Serie B).

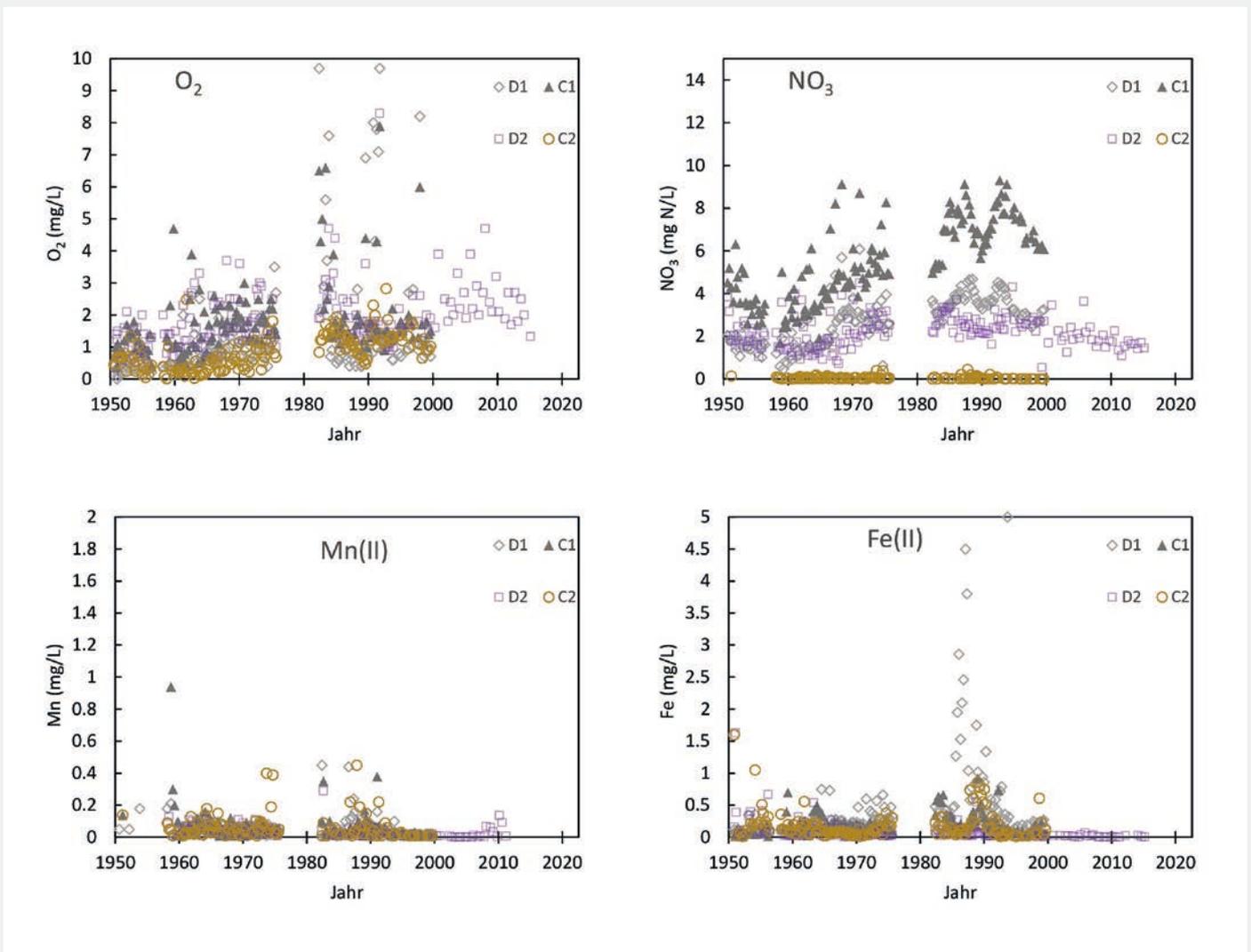


Fig. 6 Zeitlicher Verlauf von ausgewählten Redoxparametern im weiteren Abstrom der ZRA-Deponien und Sickerteiche (Messstellen Serien C und D).

Bedingungen bereits zwischen 1965 und 1982 erkennbar. Im Nahbereich der ZRA-Deponien scheint sich seit 1999 eine leichte Verbesserung abzuzeichnen: So konnte z. B. im Jahr 2015 kein Sulfid mehr nachgewiesen werden. Ausserdem scheint der Eisenreduktionsbereich deutlich zurückgegangen zu sein. Allerdings trifft dies nicht auf das Gebiet östlich der Alten Aare zu. Dort wurden 2015 deutlich reduzierendere Bedingungen als auf der westlichen Seite angetroffen (Fig. 7). Die Datenlage ist im östlichen Gebiet jedoch sehr dünn.

Die zeitliche Entwicklung der Nitratkonzentrationen in der Redoxfahne ist einerseits durch Oxidationsprozesse (Nitrifikation) zu erklären. Andererseits zeigt sich im westlichen Randbereich der zunehmende Nitratintrag durch die Landwirtschaft. Die Ammonium-Konzentrationen (nicht gezeigt), die innerhalb der Redoxfahne teilweise deutlich erhöht (>1 mg N/l) waren, sind signifikant zu-

rückgegangen. Lediglich innerhalb des Deponiebereichs sind in einigen Messstellen noch hohe Werte zu finden.

ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSBEMERKUNGEN

Das Berner Seeland ist ein bedeutender Aquifer, der für die Trinkwassergewinnung genutzt wird. Das Grundwasser wurde im Raum Aarberg-Lyss durch frühere Aktivitäten der ZRA beeinträchtigt, was zu einer grossräumigen Redoxfahne im Abstrom der Deponien und Sickerteiche führte. Die Implementierung einer Reihe von gewässerschutztechnischen Massnahmen seit den 1960er-Jahren hat eine deutliche Verbesserung der Grundwasserqualität und den Rückgang der Redoxfahne zwischen 1950 und 2000 bewirkt. Dies belegen die Daten aus dem Überwachungsprogramm des Wasserverbands Seeland. Eine Untersuchung von 1998/99 konnte zeigen, dass zwar

der grösste Teil des eingetragenen organischen Materials der ZRA durch biologische Prozesse abgebaut wurde, aber weiterhin beachtliche Mengen im Untergrund im Bereich der ehemaligen Deponien und Sickerteiche noch vorhanden waren.

Seit dem Jahre 2000 werden deutlich weniger Daten im Zusammenhang mit der Redoxfahne bei Aarberg erhoben. Wichtige Erkenntnisse über den aktuellen Zustand liefert eine Masterarbeit aus dem Jahre 2015. Tendenziell ist eine weitere Verbesserung der Grundwasserqualität trotz erheblicher Datenlücken erkennbar. Es herrschen aber weiterhin reduzierende Bedingungen innerhalb des Ablagerungsperimeters und teilweise auch im nahen Abstrombereich. Die Ausdehnung und Entwicklung der Redoxfahne im weiteren Abstrom ist unsicher. Der östliche Randbereich bis nach Lyss scheint immer noch reduzierende Verhältnisse aufzuweisen. Es dürfte noch viele Jahrzehnte

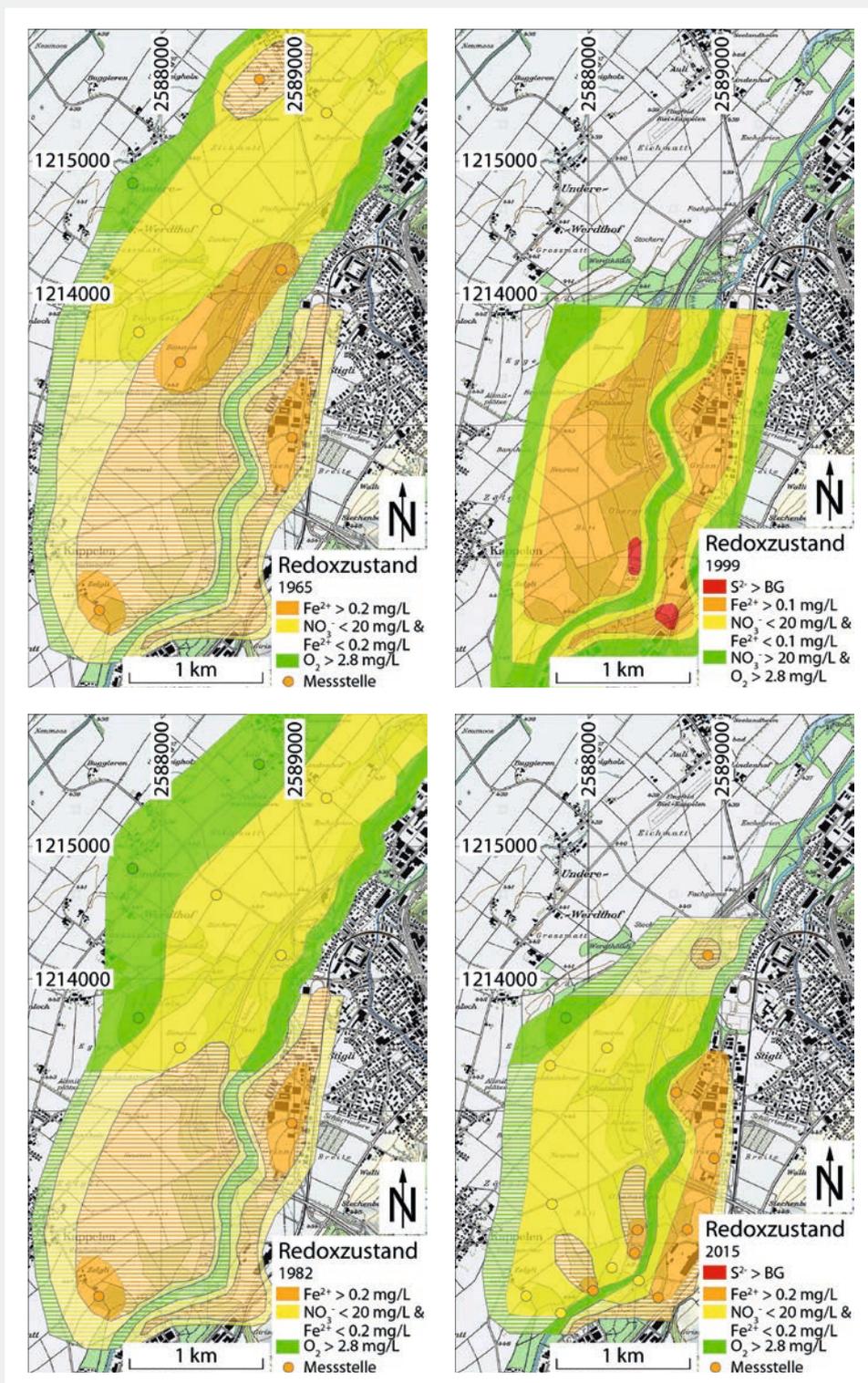


Fig. 7 Ungefähre Ausdehnung der Redoxfahne in den Jahren 1965, 1982, 1999 und 2015.

Schraffiert: Gebiete mit grossen Unsicherheiten bezüglich Redoxzustand.

DANKSAGUNG

Die Autoren danken *Rolf Tschumper* und *Jean-Pierre Clément* (Amt für Wasser und Abfall des Kantons Bern) für fachliche Diskussionen und die Bereitstellung der Daten sowie *Rico Ryser* und dem Team des Gewässer- und Bodenschutzlabors für die Analytik von zahlreichen Wasserproben aus der Masterarbeit von *Samuel Weber*. Ausserdem danken wir *Priska Bähler* für die Laboranalysen am Institut für Geologie, Uni Bern.

dauern, bis die Redoxfahne durch *Natural Attenuation* auf ein erträgliches Mass zurückgeht, d. h. zumindest ausserhalb des Deponiebereichs oxidierende Bedingungen vorherrschen.

Schliesslich sei angemerkt, dass der verfügbare Datensatz zu lückenhaft ist, um die aktuelle Ausdehnung und Entwicklung der Redoxfahne genauer beschrei-

ben zu können. In diesem Sinn ist eine Wiederaufnahme des systematischen Überwachungsprogramms sowie das Einrichten zusätzlicher Messstellen angezeigt.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] WEA (2004): *Hydrogeologie Seeland Stand 2004*, Wasserwirtschaftsamt des Kantons Bern, Technischer Bericht, Bearbeitung: Geotechnisches Institut AG, Bern
- [2] AWA (2023): *Faktenblatt Nitrat im Grundwasser. In: Zustand der Gewässer, Gewässerbericht 2019–2022*. Amt für Wasser und Abfall AWA, Gewässer- und Bodenschutzlabor GBL, Bern
- [3] Hintze, S. et al. (2021): *Langzeitverhalten von Chlorothalonil-Metaboliten*. *Aqua & Gas* 11
- [4] Wersin, P.; Abrecht, J. (2000): *Ehemalige Deponien und Sickerteiche der Zuckerfabrik Aarberg, Atlasuntersuchungen und Risikobeurteilung*. Schlussbericht. Geotest AG, Bericht Nr. 9807.3a, Zollikofen
- [5] Wersin, P. et al. (2001): *Large scale redox plume in glaciofluvial deposits due to sugar-factory wastes and wastewater at Aarberg*. *Hydrogeology Journal* 9, 282–296
- [6] Bruderer, J. et al. (1971): *Expertise i.S. Einwohnergemeinde Lyss und Biel und Seeländische Wasserversorgung gegen Zuckerfabrik und Raffinerie Aarberg AG betreffend Verunreinigung des Grundwassers im Seeland*. Appellationshof des Kantons Bern III. Zivilkammer, Nr. 182/III/66
- [7] WVS (1982): *Fünftehnter Geschäftsbericht und Jahresrechnung über das Geschäftsjahr 1980/81*. Wasserverbund Seeland, Biel
- [8] Weber, S. (2016): *Räumliche und zeitliche Analysen der Redoxfahne im Grundwasser bei Aarberg*. Masterarbeit, Institut für Geologie, Universität Bern
- [9] Harsch, W. (2000): *Analysenergebnisse 1950–2000 von Grundwasserproben aus dem Seeland zwischen Aare-Hagneck-Kanal und Worben*. Bericht Dok-Nr. 00.109, Bern
- [10] Institut für Geologie, Universität Bern (2022): *Unpubl. Daten aus dem Masterkurs «Groundwater Sampling and Analysis» aus dem Jahre 2022*
- [11] Kanton Bern (2024): *Geoportal www.topo.apps.be.ch/pub/map/?lang=de&gpk=BALISKBS_GPK* (zugegriffen am 16.07.2024)
- [12] Bundesamt für Statistik (2019): *Von der Rübe zum Zucker: Die Zuckerproduktion in der Schweiz. Bericht 1165-2000*, Neuchâtel
- [13] Biaggi, D. et al. (1994): *Modellierung der Strömung und der Nitratausbreitung im Berner Seeland*. *Schweiz. Ecol. Geol. Helv.* 87, 429–438
- [14] Appelo, C.A.J.; Postma, D. (2005): *Geochemistry, groundwater and pollution*. Balkema, Rotterdam, 2nd edition
- [15] McMahon, P.; Chapelle, F. (2008): *Redox processes and water quality of selected principal aquifer systems*. *Groundwater* 46, 259–271