



Montanuniversität Leoben

Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik
Institutsvorstand: O. Univ. Prof. Dr. Karl E. Lorber



Biologische in-situ-Sanierung mit Hilfe des Bio-Puster-Verfahrens am Fallbeispiel Feldbach

Diplomarbeit
zur Erlangung des akademischen Grades
Diplomingenieur

erstellt am
Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik (IED)
Montanuniversität Leoben

Bearbeitet durch :
Kaltenbrunner Willibald
Matrikel-Nr.: 9135025

Betreut von:
O. Univ. Prof. Dipl.-Ing. Karl E. Lorber
Univ. Ass. Dipl.-Ing. T. Weißenbach

Leoben, Juli 1999

Eidesstattliche Erklärung

„Ich erkläre an Eides statt, daß ich die vorliegende Diplomarbeit selbständig und ohne fremde Hilfe verfaßt, andere als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel nicht benutzt und die den benutzten Quellen wörtlich und inhaltlich entnommenen Stellen als solche erkenntlich gemacht habe.“

Danksagung

Ich möchte mich beim Institutsvorstand, Herrn O. Univ. Prof. Dr. Karl E. Lorber, für die Zulassung dieser Diplomarbeit sowie bei der Österreichischen Kommunalkredit für die Finanzierung des Projektes bedanken.

Spezieller Dank sei meinem Betreuer Herrn Univ. Ass. Dipl.- Ing. Thomas Weißenbach für die Unterstützung und Korrektur meiner Arbeit ausgesprochen sowie Herrn Univ. Doz. Dr. Georg Wallach (Institut für Geophysik) für die Verwendungsmöglichkeit des für die Diplomarbeit notwendigen Softwareprogramms.

Außerdem gilt mein Dank Herrn Dipl.-Ing. P. Chlan (Porr Umwelttechnik Aktiengesellschaft) und Herrn Maier (G. Hinteregger & Söhne Baugesellschaft m.b.H.), die immer ein offenes Ohr für meine Fragen hatten.

Weiters sei ein Dank den an der Sanierung beteiligten Unternehmen ausgesprochen: Porr Umwelttechnik Aktiengesellschaft (Dipl.-Ing. S. Kiss), Grün & Bilfinger Baugesellschaft m.b.H., G. Hinteregger & Söhne Baugesellschaft m.b.H., Zivilingenieurbüro Lugitsch (Dipl.-Ing. E. Anagnostopoulos) sowie Ziviltechniker GmbH Erhart-Schippek, Mascha & Partner.

Meinen Eltern Ida und Franz Kaltenbrunner gilt mein besonderer Dank, durch Sie war es mir möglich, die Montanuniversität zu besuchen und erfolgreich zu beenden.

Meiner Freundin Vanessa danke ich für Ihr Verständnis und Ihre Geduld während der Zeit meines Studiums.

GLÜCK AUF

Willibald Kaltenbrunner

Inhaltsverzeichnis

| | |
|--|-----------|
| 1 Einleitung | 1 |
| 1.1 Problemstellung | 1 |
| 1.2 Zielsetzung..... | 2 |
| 2 Beschreibung der Altdeponie Feldbach | 3 |
| 2.1 Lage und Situierung..... | 3 |
| 2.2 Geologische und Hydrogeologische Verhältnisse | 3 |
| 2.3 Geschichtliche Entwicklung der Altdeponie | 3 |
| 2.4 Derzeitige Nutzung des Deponiegeländes..... | 4 |
| 2.5 Gefährdungsabschätzung..... | 7 |
| 2.5.1 Gefährdung durch Deponiegas..... | 7 |
| 2.5.2 Gefährdung durch Deponiesickerwasser..... | 7 |
| 3 Bisherige Sanierungsmaßnahmen | 9 |
| 3.1 Das Soilfrac-Verfahren..... | 9 |
| 3.1.1 Die Methode | 9 |
| 3.1.2 Das Verfahren..... | 9 |
| 3.2 Der Sanierungserfolg | 11 |
| 3.3 Ausgangssituation vor der Sanierung mit dem Bio-Puster-Verfahren..... | 11 |
| 4 Das Bio-Puster-Verfahren..... | 14 |
| 4.1 Biotechnologische Grundlagen | 14 |
| 4.1.1 Allgemein | 14 |
| 4.1.2 Aerober - Anaerober Schadstoffabbau | 15 |
| 4.2 Die Methode..... | 17 |
| 4.3 Das Verfahren..... | 17 |
| 4.3.1 Die Beschreibung des Verfahrens | 18 |
| 4.3.2 Verfahrenstechnische Einrichtungen | 20 |
| 4.3.2.1 Der Bio-Puster..... | 20 |
| 4.3.2.2 Der neue Bio-Puster | 21 |
| 4.3.2.3 Sauerstoff- und Druckluftversorgung..... | 25 |
| 4.3.2.4 System der Deponiegasabsaugung | 26 |
| 4.3.2.5 Die Gasreinigungsanlage | 29 |
| 4.3.2.6 Die Regeltechnik | 29 |
| 4.3.3 Anordnung der wichtigsten verfahrenstechnischen Einrichtungen | 29 |
| 4.4 Anwendungsbeispiele und Referenzen | 30 |
| 5 Der Feldversuch | 33 |
| 5.1 Das Versuchsfeld..... | 33 |
| 5.2 Bestimmung der Transmissivität sowie des Durchlässigkeitsbeiwertes mit Hilfe der Wiederanstiegsmethode nach Theis und Jakob | 36 |
| 5.3 Absenkung des Sickerwasserspiegels..... | 39 |

| | |
|---|------------|
| 5.4 Reichweitenbestimmung unter Verwendung eines Helium-Tracergases..... | 41 |
| 5.4.1 Tracerinjektion | 42 |
| 5.4.2 Messung des Heliumtracers ohne Absaugung | 43 |
| 5.4.3 Messung des Heliumtracers bei gleichzeitiger Absaugung | 46 |
| 5.5 Verhalten der Deponiegaskomponenten während des Versuchsbetriebes | 49 |
| 5.5.1 Bildung und Zusammensetzung von Deponiegas | 50 |
| 5.5.2 Sauerstoff | 51 |
| 5.5.3 Methan..... | 59 |
| 5.5.4 Kohlendioxid | 64 |
| 5.6 Schlußfolgerungen aus den Arbeiten im Versuchsfeld | 68 |
| 6 Die Sanierung der Altdeponie mittels des Bio-Puster-Verfahrens | 70 |
| 6.1 Das Sanierungsziel | 70 |
| 6.1.1 Die Literaturstudie..... | 70 |
| 6.1.2 Bodenluftmessungen im Umfeld der Altlast ST 11 | 72 |
| 6.2 Installation der verfahrenstechnischen Einrichtungen | 74 |
| 6.2.1 Installation der Bio-Puster und Sauglanzen..... | 75 |
| 6.2.2 Installation der Bio-Puster-Containeranlage | 78 |
| 6.2.2.1 Das Druckluftkompartiment | 79 |
| 6.2.2.2 Der Sauerstofftank und die Verdampferanlage | 79 |
| 6.2.2.3 Der Sauerstoff-Luft-Mischcontainer..... | 80 |
| 6.2.2.4 Der Saugcontainer..... | 80 |
| 6.2.2.5 Sanitär-, Werkstatt- und Bürocontainer | 80 |
| 6.2.2.6 Der Biofilter..... | 81 |
| 6.3 Begleitende Messungen während der Sanierung | 83 |
| 6.3.1 Überwachung der abgesaugten Bodenluft mittels Meßcontainer | 84 |
| 6.3.2 Bodenluft- und Temperaturmessungen an den Sauglanzen | 85 |
| 6.4 Die Sanierung | 87 |
| 6.4.1 Der Standardbetrieb | 88 |
| 6.4.2 Der Standardbetrieb mit Wasserinjektion mittels Bio-Puster | 105 |
| 6.4.3 Der Standardbetrieb mit Wasserinjektion mittels Injektionslanzen | 116 |
| 6.4.4 Der Standardbetrieb mit Warmwasserinjektion mittels Injektionslanzen | 120 |
| 6.4.5 Der Standardbetrieb mit Injektion einer Mikroorganismenlösung mittels Injektionslanzen | 121 |
| 6.4.6 Der Standardbetrieb mit Luftinjektion mittels Injektionslanzen | 130 |
| 6.4.7 Der Standardbetrieb mit Wasserinjektion mittels Injektionslanzen (3. Phase) | 131 |
| 6.4.8 Der Standardbetrieb (3. Phase)..... | 132 |
| 6.4.9 Die Kontrolle des Sanierungszieles | 142 |
| 7 Bewertung und Stellungnahme | 148 |
| 7.1 Analyse der Verfahrensführung | 149 |
| 7.2 Analyse der Monitoring- und Meßmethodik | 153 |
| 7.2.1 Sauerstoffmonitoring..... | 154 |

| | |
|--|------------|
| 7.2.2 Kohlendioxidmonitoring | 156 |
| 7.2.3 Temperaturmonitoring | 157 |
| 7.3 Beurteilung der Anwendbarkeit des Bio-Puster-Verfahrens auf der Altlast ST11 in Feldbach..... | 160 |
| 8 Zusammenfassung..... | 163 |
| 9 Verzeichnisse | 168 |
| 9.1 Abkürzungs- und Einheitenverzeichnis | 168 |
| 9.2 Abbildungsverzeichnis | 170 |
| 9.3 Tabellenverzeichnis | 176 |
| 9.4 Literaturverzeichnis | 178 |
| 10 Anhang | 181 |

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Sowohl durch Immissionen als auch durch menschliche Aktivitäten kann es zu einem Schadstoffeintrag in den Boden kommen. Das Schutzgut Boden aber spielt neben seiner unersetzlichen Rolle als Produktionsfaktor in der Rohstoff- und Nahrungsmittelindustrie auch eine entscheidende Rolle in Bezug auf Siedlungsraum und Industriestandort. Da aber mit gefährlichen Abfällen und Chemikalien verunreinigte Standorte bzw. Ablagerungen zu Schäden für Mensch und Umwelt führen können, ergibt sich die Notwendigkeit, kontaminierte Bodenkörper zu sanieren.

Derzeit existieren Schätzungen zufolge ca. 80.000 Verdachtsflächen in Österreich, die mittelfristig einer Untersuchung und unter Umständen langfristig einer Sanierung unterzogen werden müssen. Davon sind 2.584 in einem Verdachtsflächenkataster eingetragen (Stand Jänner 1998). Ergibt sich die Notwendigkeit einer Sanierung, werden die Standorte gemäß ihres Gefährdungspotentials in Prioritätenklassen eingeteilt und im Altlastenatlas vermerkt. Mit Jänner 1998 waren 133 Standorte im Altlastenatlas erfasst. [Umweltbundesamt Österreich 1998]

Eine dieser Altlasten stellt die Altdeponie Feldbach (Stmk.) dar, die der Prioritätenklasse 2 zugeordnet wurde. Dabei handelt es sich um eine ehemalige Tongrube im Stadtgebiet von Feldbach, die nach dem zweiten Weltkrieg bis 1974 als Massenabfalldéponie diente. Auf dem Areal der Déponie wurden zwischenzeitlich zwei Altenwohnheime, eine Reihéhausanlage sowie eine Parkanlage errichtet.

Bisher wurden im Rahmen von Altlastensanierungen bzw. -sicherungen vorwiegend Sicherungstechnologien in Form von Einkapselungen oder in-situ-Verfestigungen angewendet. Seit einiger Zeit erlangen neben chemisch-physikalischen vor allem biologische Sanierungsverfahren zunehmend an Bedeutung. Dieser Umstand hat eine ganze Reihe von Aktivitäten auf dem Gebiet der biologischen Altlastensanierung in Österreich ausgelöst. Vor allem in-situ-Technologien, d.h. die Behandlung der Kontamination direkt im Untergrund, stellen einen weiten Bereich zur Grundlagenforschung bzw. Verfahrensentwicklung dar.

Das Bio-Puster-Verfahren der ARGE-Bio-Puster (PORR Umwelttechnik AG, Grün & Bilfinger Baugesellschaft m.b.H., G. Hinteregger & Söhne Baugesellschaft m.b.H.) stellt eines dieser biologischen in-situ-Verfahren dar. Die Technologie fand bisher vor allem bei Altlastenumlagerungen zur Geruchsstabilisierung, Rotte von Frischmüll bzw. bei mechanisch-biologischer Restabfallbehandlung Einsatz. In Bezug auf Altlastensanierungen wurde es versuchsweise zur Bodendekontamination von Mineralölschadensfällen in Deutschland und Dänemark verwendet. Das Bio-Puster-Verfahren wird im Rahmen der

Sanierung der Altlast ST11 „Alois-Gerstl-Weg“ in Feldbach (Stmk.) zum erstenmal zur in-situ-Totalrotte eingesetzt.

1.2 Zielsetzung

Diese Diplomarbeit soll im Rahmen eines wissenschaftlichen Begleitprogramms die biologische in-situ-Sanierung der Altlast Feldbach (erster Sanierungsabschnitt) mit Hilfe des Bio-Puster-Verfahrens dokumentieren.

Zunächst werden Hintergrundinformationen über die historische Entwicklung sowie geologische und hydrogeologische Beschaffenheit des Standortes gegeben sowie bisherige Sicherungsmaßnahmen und deren Wirksamkeit kurz erläutert. Anschließend wird der zweiwöchige Versuchsbetrieb dargestellt, der dazu diente, die Verfahrensparameter für den Sanierungsbetrieb zu optimieren und die Effektivität des Bio-Pusters zu bestimmen.

Die Dokumentation der Sanierung selbst stellt eine der Hauptaufgaben der Diplomarbeit dar. Dabei wird neben der Beschreibung der verfahrenstechnischen Einrichtungen und deren Verwendung vor allem auf die Betriebsführung und auf die begleitenden Messungen während der Sanierung eingegangen. Ziel der Diplomarbeit ist es des weiteren, den Sanierungsfortschritt in direkten Zusammenhang mit diversen verfahrenstechnischen Maßnahmen zu bringen. Abschließend werden die Maßnahmen dargestellt, die zur Kontrolle der Einhaltung des Sanierungszielwertes dienen.

Als Ergänzung zur Dokumentation soll eine ausführliche Bewertung der Betriebsführung, der Meß- und Monitoringmethodik sowie einer allgemeinen Anwendbarkeit des Verfahrens in Bezug auf biologische in-situ-Sanierungen vorgenommen werden. Aus dieser Bewertung soll ersichtlich werden, inwieweit das Bio-Puster-Verfahren zur Sanierung der Altlast ST11 „Alois-Gerstl-Weg“ geeignet ist.

2 Beschreibung der Altdeponie Feldbach

2.1 Lage und Situierung

Die Altlast ST11 Alois-Gerstl-Weg liegt im Bezirk Feldbach, Stadtgemeinde Feldbach, und beinhaltet die Grundstücke Nr. 111/1, 111/2, 111/4, 111/5, 111/7, 111/8, 111/9 sowie die Bauflächen .831, .832, .833, .834, .835, .836, .837, .838, .839, .840 alle KG Feldbach. [Lugitsch; Erhart-Schippek 1993 a]

2.2 Geologische und Hydrogeologische Verhältnisse

Höhere Terrassen (Präwürm), meist aus basalen kristallineröllführenden Kiesen und Sanden mit bis zu 10 m mächtigen Lehmdecken, prägen die Geologie der ehemaligen Deponie. Bevor der Standort seine Funktion als Deponie erlangte, erfolgte in diesem Gelände Tonabbau, weshalb auch kein Deponieplanum vorliegt. Da ein zusammenhängend ausgedehnter Grundwasserkörper fehlt, können die Grundwasservorkommen als gering angesehen werden. Dies ist auch einer der Gründe, warum die Stadtgemeinde Feldbach zur Wasserversorgung einen artesischen Brunnen betreibt. Wasser aus sarmatischen Schichten in einer Tiefe von bis zu 100 m werden verwendet. Wasserwirtschaftlich gesehen erlangt somit der oberflächennahe Grundwasserhorizont nur eine untergeordnete Rolle. [Lugitsch; Erhart-Schippek 1993 b]

Der Grundwasserspiegel liegt in sandigen Kiesschichten mindestens 3 m unter der ehemaligen Deponiesohle, die als nahezu dicht angesehen werden kann. Zur Beurteilung der Grundwasserfließverhältnisse wurden im März 1993 die Grundwasserspiegellagen dreier Brunnen absolut eingemessen. Demzufolge bewegen sich die seichtliegenden, oberflächennahen Gewässer in Richtung Norden. [Lugitsch; Erhart-Schippek 1993 b]

2.3 Geschichtliche Entwicklung der Altdeponie

Der Ablagerungszeitraum erstreckt sich vom Ende des zweiten Weltkrieges bis zum Jahre 1974 und kann prinzipiell in zwei Ablagerungsperioden unterteilt werden.

Die erste Periode endet mit dem Jahr 1959, wobei vorwiegend Abfälle aus Schlachtbetrieben sowie ab 1952 Weizenkleie aus der Pelzveredelungsfabrik Merino deponiert wurden. Zur selben Zeit wurde Lehm im Mittel- und Südteil der Grube abgebaut. Nicht brauchbarer Lehm wurde für die Abdeckung der Abfälle verwendet. Der nördliche Teil der Lehmgrube, welche die Grundstücke Nr. 111/1, 111/2, 111/5 sowie einen Teil von 111/4 umfaßt, wurde bis zu einer Höhe von ca. 2 m aufgeschüttet. [Lugitsch; Erhart-Schippek 1993 a]

Der zweite Deponierungszeitraum, d.h. die gewerbsmäßige Nutzung der Deponie seitens der Gemeinde, kann zwischen 1959 und 1974 angesetzt werden. Neben gewöhnlichem Hausmüll und Schlachtabfällen wurde auch Aushubmaterial aus dem Kanalbau eingebracht. Weiterhin erfolgte zur Geruchsminimierung nach der Ablagerung eine Abdeckung mit Lehmschichten. [Lugitsch; Erhart-Schippeck 1993 a]

Die Lehmlagerstätte war nach ihrer Ausbeutung bis zum südlich gelegenen Grenzweg im Jahr 1967 stillgelegt worden. Aufgrund von Bohrungen im südlichen Teil der Deponie kann angenommen werden, daß die Schütthöhen dort 7,5 - 8 m erreichen. Im Jahr 1974 erfolgte die letzte Deponierung mit anschließender oberflächigen Abdeckung mit Humus. [Lugitsch; Erhart-Schippeck 1993 b]

Genauere Angaben über den eingelagerten Müll sind nicht möglich, da Aufzeichnungen über Lieferanten und Müllzusammensetzung fehlen. Der chronologische Ablauf ergibt sich vorwiegend aus Zeugenbefragungen und bestehenden Akten. [Lugitsch; Erhart-Schippeck 1993 b]

Die Ablagerung kann somit in zwei Bereiche unterteilt werden:

1. Periode A (1945 - 1959) mit einer Ablagerungsmenge von ca. 5340 m³
2. Periode B (1959 - 1974) mit einer Ablagerungsmenge von ca. 99.070 m³

2.4 Derzeitige Nutzung des Deponiegeländes

Nach erfolgreicher Kultivierung wurden Teile des ehemaligen Deponiegeländes einer Nutzung als Wohngebiet zugeführt. Im nördlichen Teil des Sanierungsgebietes entstanden in den Jahren von 1977 bis 1979 zwei Altenwohnheime, wobei das nördlichere (Teilbereich A in Abbildung 2.1), das ein Kellergeschoß besitzt, auf Schüttmaterial gegründet ist. Das südlichere mit zwei Kellergeschossen (Teilbereich B in Abbildung 2.1) ist nach Aushub des dort gelagerten Mülls auf natürlich gewachsenem Untergrund gebaut. [Lugitsch; Erhart-Schippeck 1993 b]

Zwischen dem Bereich der jüngsten Schüttungen, also dem südlichen Teil der Altlast, und den Altenwohnheimen wurde eine Parkanlage angelegt (Grundstnr. 111/4). Diese Fläche entspricht genau jenem Teil der Deponie, der mittels des Bio-Puster-Verfahrens saniert werden soll. [Lugitsch; Erhart-Schippeck 1993 b]

Im Südteil der Altdeponie (Bereich B in Abbildung 2.1), somit im Bereich der jüngsten Schüttungen, wurde im Jahre 1981 eine Reihenhauanlage gebaut. Nach Planierung des Deponiegeländes und nach Auftragen einer 30-40 cm starken Rollierung, wurden die Häuser mittels Kastengründung auf dem unterschiedlich dicht gelagerten Deponiematerial errichtet. Infolge von biologischen Prozessen in der Deponie kam es zu Setzungen, die an der Nordseite bis zu 15, an der Südseite bis zu 6 cm betragen. [Geisler 1997]

Auf die Sanierung dieser Reihenhauanlage wird in Kapitel 3 näher eingegangen. Abbildungen 2.1 und 2.2 zeigen einen Lageplan sowie einen Nord-Süd-Schnitt der Altlast

ST11 Alois-Gerstl-Weg, in dem alle Bauwerke sowie die für die Sanierung wichtige Parkanlage ausgewiesen sind.

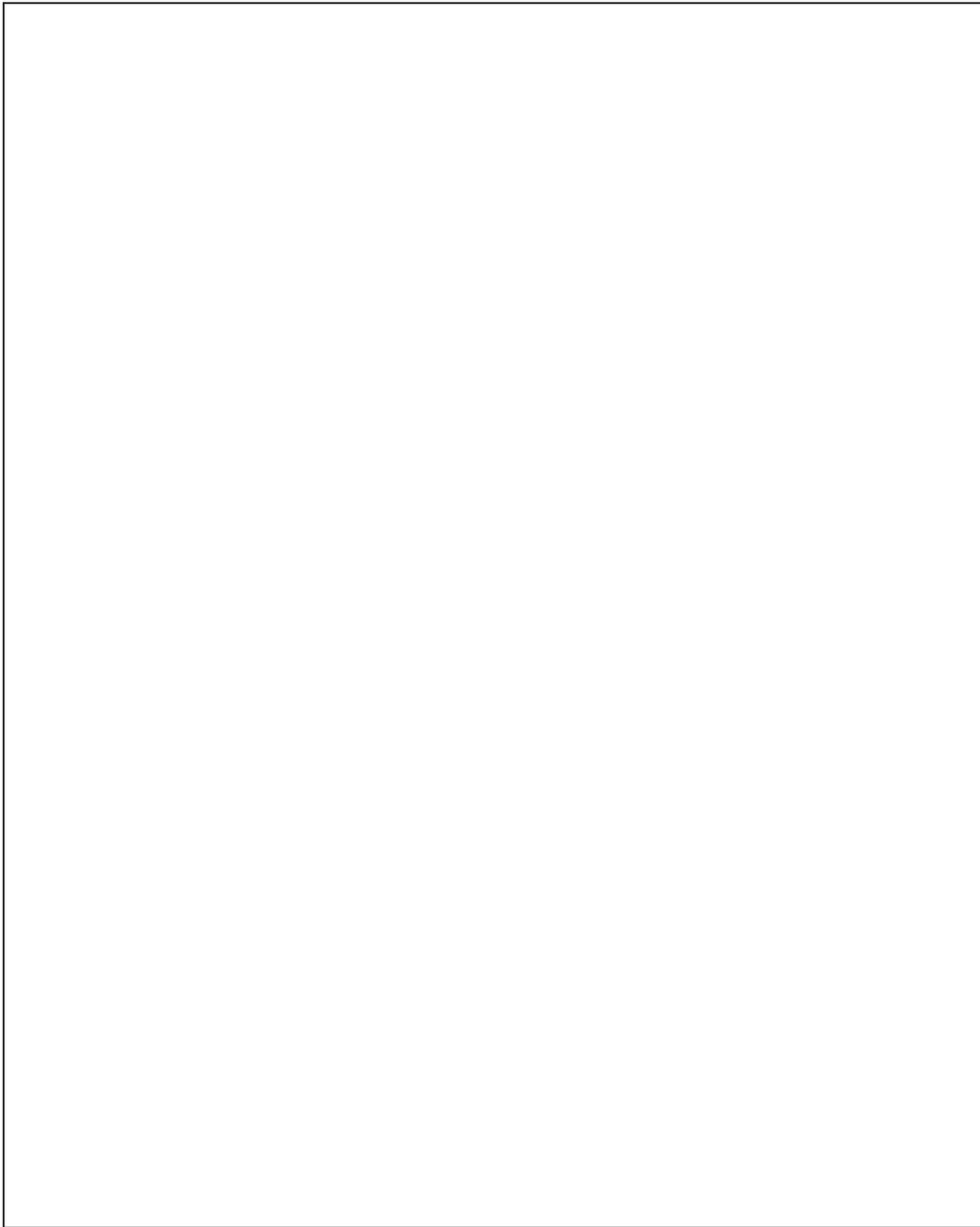


Abbildung 2.1: Lageplan der Altdeponie Feldbach [Geisler 1997]

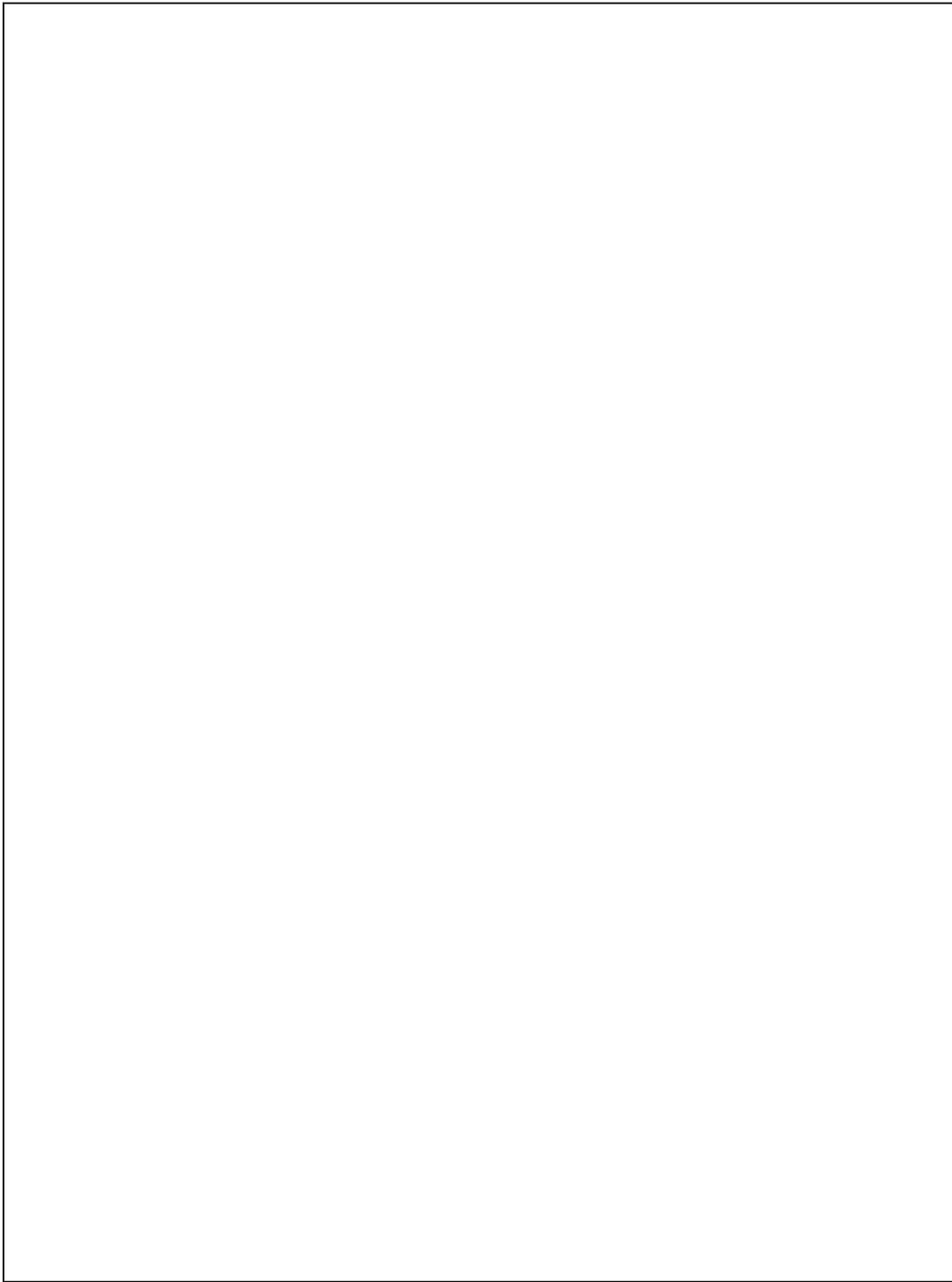


Abbildung 2.2: Nord-Süd-Schnitt durch die Altdeponie ST 11 in Feldbach

2.5 Gefährdungsabschätzung

2.5.1 Gefährdung durch Deponiegas

Im Mai und November 1992 wurden Bodenluftuntersuchungen an 42 Meßpunkten in ca. 2 m Tiefe durchgeführt. Dabei wurden die Deponiegaskomponenten Methan, Kohlendioxid, Sauerstoff, Schwefelwasserstoff sowie leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe analysiert. Vor allem im Bereich der jüngeren Ablagerungen, d.h. im Mittel- und Südbereich der Altlast, konnten hohe Methankonzentrationen (zwischen 5 und 60 Vol-%) und Kohlendioxidkonzentrationen (zwischen 1 und 15 Vol-%) gemessen werden. In den Hausgärten der Reihenhuisanlage konnten vereinzelt noch Methangehalte bis zu 25 Vol-% festgestellt werden. [Umweltbundesamt Österreich 1993]

Im nördlichen Bereich, d.h. im Bereich der Altenwohnheime, sanken die Methangehalte auf kleiner 5 Vol-%. Hingegen wurde an einem Meßpunkt ein erhöhter Wert an leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen (Perchlorethen: 79,5 mg/m³ und Trichlorethen: 50,5 mg/m³) gemessen. [Umweltbundesamt Österreich 1993]

Mitte November 1992 wurde im Mittelbereich der Altdeponie ein Gaspegel errichtet, an dem Anfang 1993 über 5 Wochen hinweg ein Deponiegasabsaugversuch durchgeführt wurde. Es wurden konstante Konzentrationen für Methan von über 50 Vol-%, für Kohlendioxid von über 10 Vol-% sowie Sauerstoff von unter 2 Vol-% ermittelt.

Bei einem weiteren Deponiegasabsaugversuch zwischen 04. und 08.03.1994, der als Ziel die Ermittlung der optimalen Bedingungen für eine etwaige Abfackelung des Gases hatte, wurden Methangehalte zwischen 24 und 41 Vol-% sowie Kohlendioxidgehalte zwischen 18 und 22 Vol-% gemessen. [Lugitsch; Erhart-Schippek 1994]

Auf Basis der Messungen wurde festgestellt, daß sich die Deponie im Stadium der stabilen Methangärung befand.

Somit zeigte sich, daß noch große Mengen an Deponiegas in der Altdeponie enthalten waren, die auch zu einer Deponiegasmigration in Keller und Schächte führten. Obwohl zum Zeitpunkt der Messungen keine explosionsfähigen Gas-Luftgemische zu messen waren, wurde als Maßnahme die Sanierung der Altdeponie empfohlen. [Lugitsch; Erhart-Schippek 1993 b]

2.5.2 Gefährdung durch Deponiesickerwasser

Im Februar 1993 wurde zur Bestimmung der Sickerwasserqualität aus dem Gaspegel eine Sickerwasserprobe entnommen und auf pH-Wert, Leitfähigkeit, Ammoniumstickstoff sowie CSB und BSB₅ untersucht. Der pH-Wert (8,2) ließ auf das Endstadium der Methangärung auf der Deponie schließen, währenddessen das BSB₅/CSB-Verhältnis von 0,43 auf den Übergang zwischen saurer Gärung und Methangärung deutete. [Lugitsch; Erhart-Schippek 1993 b]

Eine Beprobung des Grundwassers am 07.05.1993 ergab, daß trotz der natürlichen Basisabdichtung in Form einer Lehmschicht eine Versickerung des Deponiesickerwassers in geringem Ausmaß stattfindet. Dies konnte aufgrund der Überschreitung der Differenzschwellenwerte von TOC, DOC, Ammonium und Nitrit festgestellt werden. [Lugitsch; Erhart-Schippek 1994]

3 Bisherige Sanierungsmaßnahmen

Von der Fa. Keller Grundbau GmbH wurde im Frühjahr 1997 eine Unterfangung der Reihenhausanlage mit Hilfe des Soilfrac-Verfahrens durchgeführt.

Die Vorteile dieses Verfahrens liegen neben der von außen durchführbaren Gebäudeunterfangung in der Verminderung der Wasser- und Luftdurchlässigkeit des Untergrundes. Somit ergab sich auch eine Reduktion der Deponiegasproduktion und -migration im sanierten bzw. gesicherten Deponiekörper unter dem Reihenhaus. [Geisler 1997]

3.1 Das Soilfrac-Verfahren

3.1.1 Die Methode

Das Soilfrac-Verfahren unterstützt einen in Setzung befindlichen Untergrund. Mit Hilfe eines entsprechenden Injektionsmittel (Suspension auf Zementbasis) werden nicht nur freie Porenräume des Baugrundes gefüllt, sondern durch hydraulisches Aufreißen neue Klüfte und Spalten erzeugt, die anschließend mit der Suspension wieder verfüllt werden. Somit werden Kräfte freigesetzt, die der Setzung einer Deponie entgegenwirken und sogar eine Hebung von auf der Deponie befindlichen Gebäuden oder Gebäudeteilen verursachen können. [Geisler 1997]

3.1.2 Das Verfahren

In vorgebohrte Hohlräume werden Manschetten- bzw. Ventilrohre eingebracht, die zum Verpressen der Stützsuspension dienen. In einem Abstand von je 50 cm befinden sich am Manschettenrohr Ventile, die eine Suspensionsinjektion in jeder Tiefe ermöglichen. Als Injektionsvorrichtung dient ein Injektionsschlauch sowie ein sogenannter Doppelpacker. Je nach geforderter Tiefe wird der Doppelpacker mittig am Ventil adjustiert. Bei der Einpressung des Injektionsmittels befördert Druckluft die beiden Packerenden gegen das Rohr, die Suspension schießt in den Packerinnenraum, die Ventile öffnen sich und der Boden wird verfestigt. [Geisler 1997]

Abbildung 3.1 zeigt die schematische Darstellung des Soilfrac-Verfahrens.

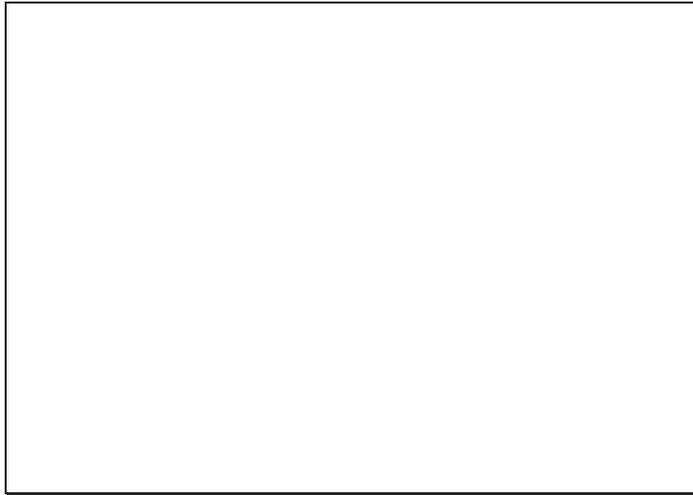


Abbildung 3.1: Schema des Soilfrac-Verfahrens [Geisler 1997]

Die durch das Einpressen der Suspension verursachte Rißbildung entwickelt sich senkrecht zur kleinsten Bodenspannung. Bei vertikaler Aufsprengung entstehen durch seitliche Verspannungen im Zuge der Sanierung auch horizontale Spalten. Somit bildet sich im Laufe der Zeit ein Suspensions skelett, bestehend aus Scheiben und Ästen, die die Stabilität des Untergrundes erhöhen. Abbildung 3.2 zeigt eine schematische Darstellung der bevorzugten Rißbildung in Abhängigkeit von der Spannungsverteilung im Boden. [Geisler 1997]

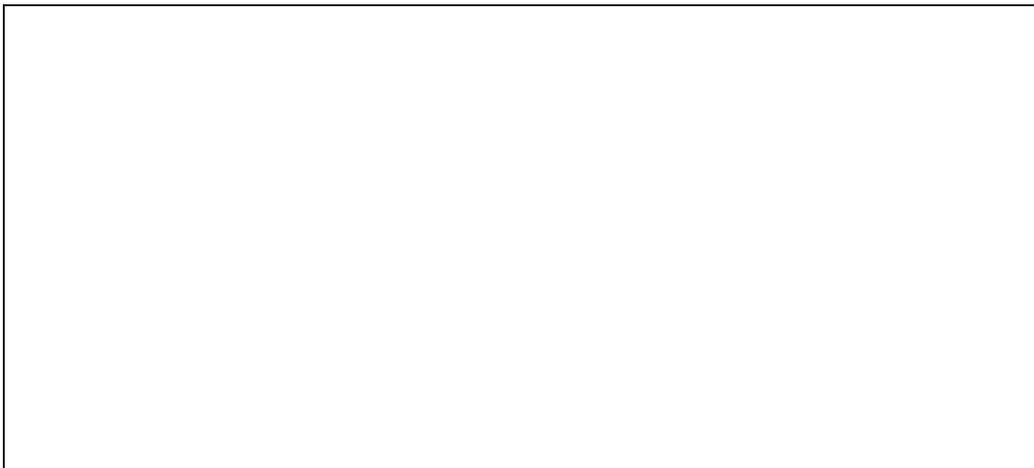


Abbildung 3.2: Schema der bevorzugten Rißbildung in Abhängigkeit von der Spannungsverteilung im Boden [Geisler 1997]

Um eine entsprechende Hebung eines Gebäudes zu erreichen, ist der Aufbau eines Suspensions skeletts von der Tiefe beginnend bis direkt unter das Gebäudefundament vonnöten. Das ausgehärtete Suspensions skelett bildet somit den Kraftschluß zwischen

Gebäude und gesichertem Boden. Mit Zement verfüllte horizontale Spalten und Risse gewährleisten eine bleibende Hebung des Fundaments und wirken der weiteren Setzung entgegen. [Geisler 1997]

3.2 Der Sanierungserfolg

Das Sanierungsziel war so definiert, daß bei allen 22 Meßpunkten, die gleichmäßig auf die Nord- und Südseite der Reihenhausanlage verteilt waren, eine Hebung von mindestens 2 mm zu erkennen sein mußte und die Summe der CH₄- und CO₂-Konzentrationen in der Bodenluft auf 1 Volumsprozent zu reduzieren war. [Geisler 1997]

Während der Injektionsphase der Suspension wurde die Bewegung der einzelnen Gebäudeteile mittels Präzisionsnivellier erfaßt. Bis Abschluß der Arbeiten Ende Oktober 1996 wurden über 1000 m³ Injektionsmittel verpreßt, wodurch eine Hebung der einzelnen Meßpunkte zwischen 0,75 und 11,35 mm erreicht werden konnte. [Geisler 1997]

Die Bodenluft betreffend konnten vor der Sanierung an Meßpunkten in den Hausgärten Methangehalte von bis zu 25 Vol-% gemessen werden. Nach der Sanierung ergaben Bodenluftmessungen in Reihenhäusnähe CH₄- und CO₂-Gehalte von nur mehr 0-2 Vol-%. Außerhalb des Injektionsbereiches stiegen diese wieder auf die ursprünglichen Werte an.

3.3 Ausgangssituation vor der Sanierung mit dem Bio-Puster-Verfahren

In der Zeit vom 3. bis zum 10. Juli 1997 wurden 11 Kernbohrungen in Tiefen von 0-9 m auf dem ehemaligen Deponiegelände durchgeführt. Die Probennahme erfolgte alle 0,5 m. Tabelle 3.1 zeigt das Ergebnis der Auswertung, wobei die Proben nach ihren Kernbohrnummern geordnet sind. [Lugitsch 1997]

Tabelle 3.1: Glühverlust (GV) und TOC-Gehalt von 42 repräsentativen Kernbohrproben (Juli 1997) [Lugitsch 1997]

| KB | Tiefe | TOC [%] | Glühverlust [%] |
|-------------|-------|---------|-----------------|
| 1 | 4,5 | 46,45 | 57,03 |
| 1 | 6,0 | 4,63 | 18,83 |
| 1 | 7,0 | 0,66 | 4,82 |
| 1 | 8,0 | 0,01 | 3,01 |
| 2 | 0,5 | 1,01 | 3,51 |
| 2 | 3,0 | 0,31 | 5,33 |
| 2 | 3,5 | 2,65 | 6,40 |
| 2 | 4,5 | 2,06 | 44,46 |
| 3 | 1,5 | 4,28 | 10,77 |
| 3 | 5,5 | 0,01 | 1,45 |
| 3 | 6,0 | 0,88 | 4,22 |
| 4 | 2,5 | 0,76 | 3,93 |
| 4 | 3,0 | 0,75 | 51,26 |
| 4 | 4,5 | 1,73 | 30,30 |
| 4 | 8,5 | 0,01 | 2,82 |
| 4 | 9,5 | 1,61 | 7,82 |
| 5 | 4,0 | 0,28 | 8,73 |
| 5 | 5,0 | 0,83 | 4,34 |
| 5 | 6,5 | 0,72 | 4,20 |
| 5 | 9,0 | 0,01 | 2,58 |
| 6 | 3,5 | 3,61 | 7,91 |
| 6 | 4,0 | 0,62 | 1,94 |
| 6 | 5,0 | 1,13 | 12,24 |
| 6 | 10,0 | 1,16 | 2,72 |
| 7 | 0,0 | 1,64 | 5,09 |
| 7 | 0,5 | 1,32 | 24,89 |
| 7 | 1,0 | 1,26 | 6,95 |
| 8 | 0,0 | 0,85 | 5,47 |
| 8 | 2,0 | 0,94 | 3,53 |
| 8 | 7,5 | 0,61 | 2,06 |
| 9 | 1,0 | 0,40 | 2,59 |
| 9 | 2,0 | 44,54 | 80,57 |
| 9 | 3,0 | 9,10 | 14,57 |
| 9 | 6,5 | 0,01 | 2,18 |
| 10 | 1,0 | 0,01 | 1,70 |
| 10 | 2,0 | 0,43 | 3,47 |
| 10 | 3,5 | 0,30 | 4,39 |
| 10 | 5,0 | 0,01 | 7,27 |
| 11 | 1,5 | 1,07 | 3,97 |
| 11 | 2,5 | 3,17 | 16,87 |
| 11 | 4,0 | 0,50 | 1,20 |
| 11 | 6,0 | 0,54 | 4,76 |
| Mittelwert: | | 3,401 | 11,718 |

Aus den Messungen läßt sich erkennen, daß die TOC-Gehalte, abgesehen von einigen Herden, über den ganzen Deponiebereich sehr niedrige Werte zwischen 0 und 3 %

einnehmen. Ziel der Sanierung mußte es sein, den organischen Kohlenstoff in diesen Herden gezielt abzubauen.

4 Das Bio-Puster-Verfahren

4.1 Biotechnologische Grundlagen

4.1.1 Allgemein

Unter biologischem Abbau von Umweltschadstoffen versteht man die Summe aller biochemischen Prozesse, die zu einer Reduzierung der Schadstoffkonzentration durch Mikroorganismen führen und im aeroben oder anaeroben Milieu katalysiert werden. Es kann sich dabei entweder um die vollständige Mineralisation der Umweltchemikalien handeln, bei der es zur Bildung mikrobieller Biomasse kommt, oder um die Biotransformation der Verbindungen in Abbauprodukte, die im Endstadium des Prozesses in die Huminstoffe des Bodens eingebaut werden können. Diese Biotransformation umfaßt keine vollständige Mineralisation.

Einige chemisch synthetisierte nieder- und hochmolekulare Verbindungen wie mehrfach kondensierte Ringsysteme oder hochsubstituierte Verbindungen können aufgrund niedriger Wasserlöslichkeit, geringer Bioverfügbarkeit und toxischer Wirkung nur spärlich abgebaut werden. Den Mikroorganismen fehlen die Enzyme, um diese Stoffe abzubauen, da in der Natur keine strukturähnlichen Verbindungen existieren. Solche synthetischen Schadstoffe werden Xenobiotika genannt. [Alef 1994]

Vereinfacht läßt sich der mikrobielle Abbau organischer Substanzen in drei Stufen unterteilen: [Fachgruppe Wasserchemie 1997]

1. Umwandlung der bei der Reduktion der organischen Substanzen freiwerdenden Energie in Adenosintriphosphat (ATP) als universeller „Energieträger“.
2. Bildung von organischen Säuren mit ATP aus Kohlenstoff. Die Säuren werden in einem permanenten Kreislauf gebildet und gleichzeitig für die Synthese benötigter Zellbausteine, Enzyme oder Speicherstoffe entnommen (Citrat-Zyklus).
3. Ausscheiden von Stoffwechselprodukten und von zur Entgiftung synthetisierter Abfallprodukte wie z.B. Huminstoffbausteine (Melanine): Unter aeroben Bedingungen sind CO_2 und nicht weiter abbaubare Zwischenprodukte die Endstufen. Im anaeroben Bereich sind Säuren und Alkohole häufig die Endprodukte.

Die biologische Abbaubarkeit von Umweltchemikalien wird neben Bioverfügbarkeit, Konzentration und Wasserlöslichkeit durch folgende Faktoren bestimmt: [Alef 1994]

- Anzahl der C-Atome
 - Hydrierungsgrad
 - Molekülstruktur
-

- Substitutionsgrad
- Position von Substituenten
- Kondensierung

In der Regel wird unter biologischem Abbau bloß die Abnahme der umweltschädlichen Ausgangssubstanzen verstanden. Ein großes Ziel der Bodensanierung ist es aber auch, die Entstehung toxischer Metaboliten zu vermeiden, d.h. als absolutes Ziel könnte die vollständige Mineralisation formuliert werden. Diese Fähigkeit oder zumindest die Fähigkeit zur Transformation ist unter den Mikroorganismen wie zum Beispiel bei Bakterien (Gram-positiv, Gram-negativ, aerob, anaerob) oder Pilzen weit verbreitet. Die meisten dieser Mikroorganismen weisen eine sehr hohe Substratspezifität auf. Auf den Plasmiden der Mikroorganismenzellen ist die genetische Information gespeichert, die zum Abbau der organischen Kontaminationen führt. Diese Informationen können zur Bildung neuer, leistungsfähigerer Stämme herangezogen werden, wobei der Einsatz von gentechnisch manipulierten Stämmen sowohl in Österreich als auch in der BRD derzeit noch gesetzlich verboten ist. Weiters wird das Einbringen von Spezialkulturen in Form von standortfremden Mikroorganismenkulturen mit speziellen Abbaueigenschaften kontrovers diskutiert. Derzeit werden Bodensanierungsmaßnahmen größtenteils mit autochthonen Mikroorganismen durchgeführt. Die Animpfung mit allochthonen Spezialkulturen wird meist nur als Option verstanden. [Alef 1994]

4.1.2 Aerober - Anaerober Schadstoffabbau

In Bezug auf Sauerstoff lassen sich Organismen in drei Gruppen unterteilen: Obligat aerobe sind bei der Energieerzeugung auf O_2 angewiesen, der bei der aeroben Atmung als Elektronenakzeptor dient. Obligat anaerobe Organismen, für die O_2 toxisch ist, wachsen nur in einem sauerstofffreien Milieu, währenddessen sich fakultativ anaerobe Mikroorganismen sowohl in Gegenwart als auch in Abwesenheit von O_2 vermehren können. [Fachgruppe Wasserchemie 1997]

Bei Vorhandensein von Sauerstoff sind heterotrophe Mikroorganismen in der Lage, die Schadstoffe oxidativ zu Kohlendioxid und Wasser abzubauen. Gleichung 4.1 veranschaulicht diese Reaktion in vereinfachter Form [Montanuniversität Leoben 1997]:

Gleichung 4.1 [Montanuniversität Leoben 1997]:



Nur diese speziellen Mikroorganismen werden unter aeroben Bedingungen aktiviert und führen den Abbau durch. Die Mechanismen des Abbaus von Mineralöl werden in Abbildung 4.1 skizzenhaft dargestellt. Der aerobe Abbauweg ist in den meisten Kontaminationsfällen

der schnellste und vor allem auch der effektivste Weg. Die dabei entstehenden Reduktionsäquivalente werden auf den Sauerstoff übertragen, wobei Wasser als Endprodukt entsteht. Ungefähr 50% des Schadstoffkohlenstoffes gehen als Biomasse in neue Zellen ein, die anderen 50% dienen zum Energiegewinn. Bei hohem Nahrungsangebot kommt es zu einer Vermehrung der Mikroorganismen und damit auch zu einer Steigerung des Schadstoffabbaus. Folgende Einschränkungen sind zu beachten: Nur die in einer wässrigen Phase gelösten Stoffe können von Mikroorganismen aufgenommen und umgesetzt werden. Die ständige Präsenz von Sauerstoff ist Grundvoraussetzung jeglichen aeroben Abbaus. [Kreysa; Wiesner 1996]

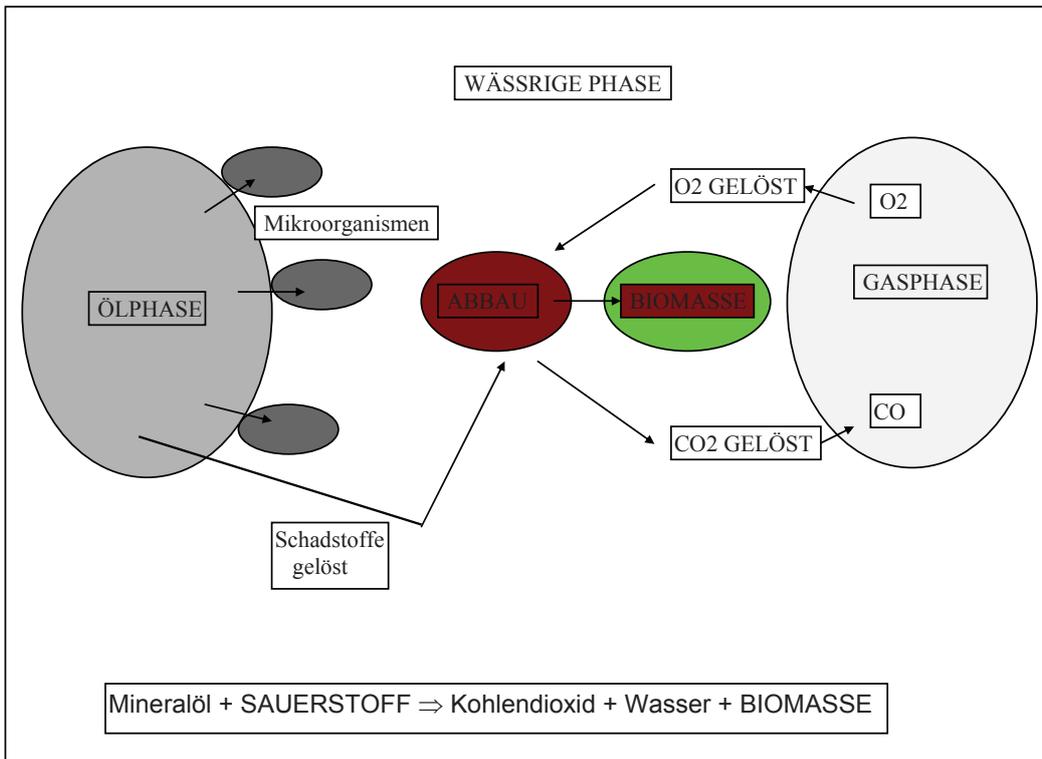


Abbildung 4.1: Oxidativer biologischer Schadstoffabbau [Kreysa; Wiesner 1996]

Da die Löslichkeit des Sauerstoffs in Wasser äußerst gering ist, wird dieser bei Reaktionen durch die Mikroorganismen aufgebraucht, was eine ständige Nachlieferung zur Aufrechterhaltung der für den Abbau günstigen Bedingungen notwendig macht. Kommt es zu einem Sauerstoffmangel, sind die Mikroorganismen in der Lage auf andere Stoffwechselwege ohne Sauerstoff umzuschalten. In manchen Fällen werden aber auch andere Mikroorganismen aktiviert, die unter sauerstoffärmeren Milieus optimale Lebensbedingungen finden. Deshalb kann die dauerhafte Versorgung der Mikroorganismen mit Sauerstoff als einer der limitierenden Faktoren für den aeroben Abbau angesehen werden. [Kreysa; Wiesner 1996]

Vor allem leicht flüchtige, synthetische Verbindungen, wie kettenförmige, chlorierte Kohlenwasserstoffe, können durch intensiven aeroben Abbau mit Temperaturen bis 70 °C ausgetrieben und gezielt behandelt werden. Schwerflüchtige, toxische Stoffe (hochchlorierte Kohlenwasserstoffe) sind ebenfalls nach neuesten Erkenntnissen in-situ bei gezielter Sauerstoffzufuhr abbaubar. [Ranner; Angerer 1998]

Beim anaeroben Abbau werden Alkohole und Säuren als Endprodukte gebildet. Da der Energiegewinn im Vergleich mit der aeroben Atmung nur 5% ausmacht, wachsen die Mikroorganismen dementsprechend langsam. Durch eine Abbaukette, in der Endprodukte der einen Mikroorganismen von anderen weiter verwertet werden, bilden sich schließlich Ameisensäure (Formiat), Essigsäure (Acetat) oder Methanol. Diese Produkte können methanogen, d.h. unter Bildung von Methan, von heterotrophen strikten Anaerobiern bei Redoxpotentialen unter 300 mV weiter verwendet werden. [Fachgruppe Wasserchemie 1997]

Es entstehen neben dem explosiven Methan aber auch andere Abbaustoffe (Schwefelwasserstoff, Merkaptane, usw.), die geruchsintensiv und teilweise hoch toxisch für den Menschen sind. Deshalb stellt die aerobe in-situ-Sanierung eine bessere, weil emissionsarme, Behandlung biologisch abbaubarer Kontaminationen dar.

4.2 Die Methode

Das Bio-Puster-Verfahren beruht auf der Überlegung, daß durch explosionsartige Zufuhr von Luft und somit von Sauerstoff Altlasten vom anaeroben in den aeroben Zustand übergeführt werden können. Weiters besteht noch die Möglichkeit, durch Eintrag von Wasser und Nährstoffen die mikrobiologischen Abbauprozesse zu optimieren. Aus dem so eingeleiteten raschen und emissionsarmen Rotteprozeß resultieren Biomasse, Wasser und CO₂ als Endprodukte der Altlastensanierung. Durch gleichzeitiges Absaugen gasförmiger Stoffwechselprodukte werden die Emissionen auf ein Minimum reduziert.

Da das Bio-Puster-Verfahren zu den biologischen Sanierungsverfahren gehört, ist es in Bezug auf seine Ökobilanz besonders positiv einzuordnen. Biologische Verfahren erzeugen in der Regel keine Reststoffe wie z.B. Schlämme, Rauchgase oder Abwasser. Weiters nutzen sie das natürliche Potential von Bodenmikroorganismen, die die Schadstoffe zur Energiegewinnung und zum Aufbau neuer Biomasse einsetzen und sie so in den natürlichen Stoffkreislauf zurückführen. Das Endprodukt ist biologisch aktiver Boden. Die Basis aller biologischen Sanierungsverfahren ist die Aktivierung autochthoner oder allochthoner Mikroorganismen durch die Optimierung ihrer Milieubedingungen.

4.3 Das Verfahren

4.3.1 Die Beschreibung des Verfahrens

Anaerobe Abbauprozesse beanspruchen im Müllkörper sehr viel Zeit und darüber hinaus werden geruchsintensive, hochgiftige Gase gebildet. Durch das Einblasen von mit Sauerstoff angereicherter Luft sollen die vorhandenen aeroben Bakterien aktiviert werden. Eine Einblasung von Luft ohne Sauerstoffanreicherung würde nur zu einem geringen Konzentrationsgefälle des Sauerstoffs an den für den Stoffaustausch zuständigen Oberflächen führen und der Sauerstoff würde zu langsam an die Orte transportiert, wo er gebraucht wird. [Ranner; Angerer 1998]

Die Folgen des Wechsels vom anaeroben zum aeroben Zustand sind neben dem fortschreitenden Rotteprozeß auch eine geringere Geruchsentwicklung. Das Bio-Puster-Verfahren hat aber einen entscheidenden Vorteil gegenüber anderen biologischen Verfahren: Bei diesen wird der ungesättigte Boden kontinuierlich mit relativ geringen Gasdrücken zwischen 0,1 und 0,2 bar belüftet. Aufgrund des Gasdruckes ergibt sich nur ein konvektiver Gasaustausch in den großen Kanälen und Porenräume, während im dichtgepackten Untergrund kein Sauerstoff zur Anregung der mikrobiologischen Abbauprozesse zur Verfügung steht. Beim Bio-Puster-Verfahren hingegen wird mit Druckstößen bis zu 6 bar gearbeitet, wobei die mit Sauerstoff angereicherte Luft mit Schallgeschwindigkeit die Drucklängenspitze verläßt.

Beim Druckstoß handelt es sich um eine Potentialströmung als Quellenströmung mit hoher Strömungsgeschwindigkeit. Sie ist reibungsfrei, bzw. die Reibungsenergie ist gegenüber der Strömungsenergie vernachlässigbar klein. Bei wissenschaftlichen Untersuchungen an der Universität Rostock (D) wurden eine gleichmäßige Belüftung in Form einer laminaren Strömung und der Druckstoß miteinander verglichen. Alle untersuchten Varianten (ohne Hindernisse, mit festen Hindernissen, parallele Kanäle) haben in einem Wassermodell eine bessere Eignung des Druckstoßes ergeben. Bei der laminaren Strömung kam es bei manchen Versuchen zur Bildung von Toträumen und Bereichen verzögerter Durchmischung. Im Gegensatz dazu ergab der Druckstoß eine gleichmäßige und kontinuierliche Durchmischung. Auch bei der Durchströmung unterschiedlich breiter Kanäle erzielt der Druckstoß im Gegensatz zur laminaren Strömung eine höhere und von der Kanalbreite unabhängige Strömungsgeschwindigkeit. Die Experimente ergaben somit, daß das Bio-Puster-Verfahren hinsichtlich der Sauerstoffanreicherung effektiver arbeitet als herkömmliche Verfahren mit kontinuierlicher Belüftung. [Nassour; Mögenburg 1997]

Im Vergleich mit anderen kontinuierlich arbeitenden Verfahren wird beim Bio-Puster-Verfahren die 400 - 1000 -fache Luftmenge bezogen auf die Ausblaszeit in den Boden eingebracht. Wollte man mit einem kontinuierlichen Verfahren dieselben physikalischen Zustände zum Zeitpunkt des Einschießens erreichen, wären 600 - 1200 Nm³ Luftdurchsatz pro Minute vonnöten. In Wirklichkeit werden dem Boden aber nur 0,5 - 1,2 Nm³/min und Pusterlanze zugeführt. Dieser Wert kann bei Verfahren mit kontinuierlich arbeitender Belüftung nicht merklich gesteigert werden. Bei einer derartigen Energiedichte, wie sie beim Einpusten der Druckluft herrscht, ist auch in dichtgepacktesten Zonen mit einer ausreichenden Sauerstoffversorgung zu rechnen. [Ranner; Angerer 1998]

Man kann davon ausgehen, daß durch die entstehende Potentialströmung auch Bakterien in dichtestgelagerten Bodenzonen angeregt werden. Durch den kontinuierlichen Druckwechsel sowie der großen Luftmenge werden sowohl weite Porenkanäle als kleine Porenräume gleichmäßig mit Sauerstoff versorgt. Abbildung 4.2 zeigt die unterschiedliche Ausbreitung von Luft im Boden bei kontinuierlicher Belüftung und bei Druckstoßbelüftung. [Porr Umwelttechnik AG]

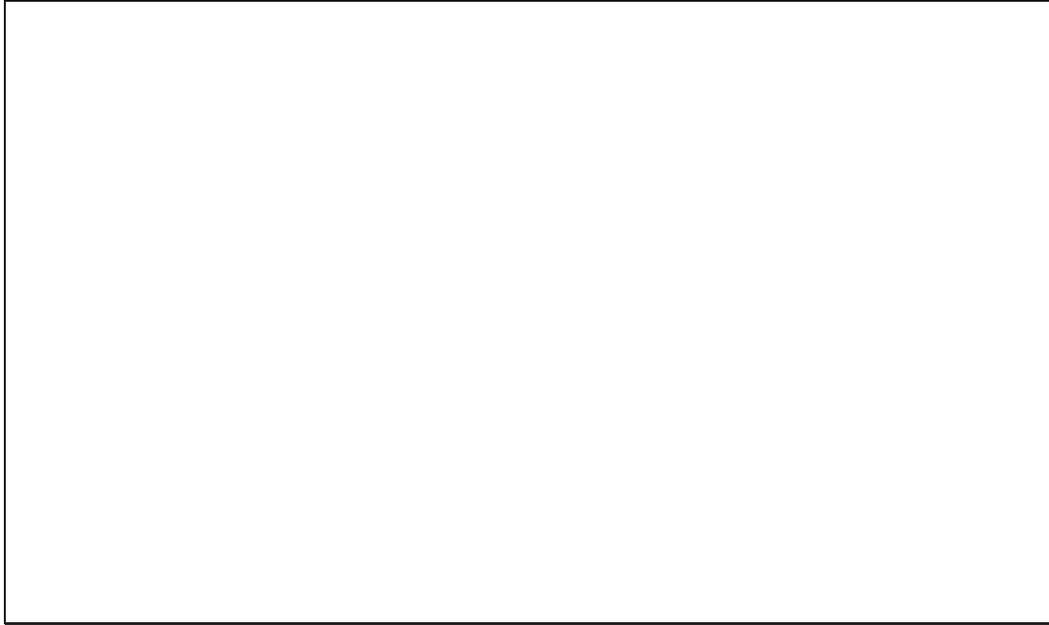


Abb. 4.2: Ausbreitung nur im Lanzenbereich bei kontinuierlicher Belüftung [Porr Umwelttechnik AG]

Kugelförmige Ausbreitung durch Druckstoßbelüftung mit dem Bio-Puster [Porr Umwelttechnik AG]

Die Sauerstoffversorgung der aeroben Bakterien leitet einen beschleunigten Mineralisierungsprozeß ein, der die Bildung von unbedenklichen und geruchsarmen Abbauprodukten zu Folge hat. Anstelle des Methans als typisches Produkt des anaeroben Abbaus treten Endprodukte wie Kohlensäure und Wasserdampf. Innerhalb einer Sanierungszeit von 50 Stunden kann keine weitere Methangasproduktion festgestellt werden, während im Gegenzug die Kohlendioxidkonzentration aufgrund des biologischen Abbaus ansteigt. [Ranner; Angerer 1998]

Der leichte Überdruck der Deponiegase würde ohne leistungsfähiges Absaugsystem ein Vagabundieren der Gase an Schwachstellen der Deponieoberfläche verursachen. Deshalb wird die Absauganlage in der Regel mit 30% höherer Saugleistung im Vergleich zur Blasleistung betrieben. Somit können auch leicht flüchtige synthetische Verbindungen ausgetrieben und einer anschließenden Gasreinigung zugeführt werden. Dies kann einerseits ein Biofilter sein, in dem biologisch angreifbare Stoffe abgebaut werden. Andererseits kann ein Aktivkohlefilter eingesetzt werden, der die Gasbestandteile adsorptiv

abscheidet. Nach Passieren einer Luftgütemeßstation verläßt ein gefilterter und unabhängig von ihrer Abbaubarkeit kontrollierter Gasstrom die Gasreinigungsanlage.

4.3.2 Verfahrenstechnische Einrichtungen

Abbildung 4.3 zeigt überblicksartig alle verfahrenstechnische Einrichtungen einer Bio-Puster-Anlage. Auf deren Aufgabe und Funktionsweise wird in den folgenden Kapiteln eingegangen.

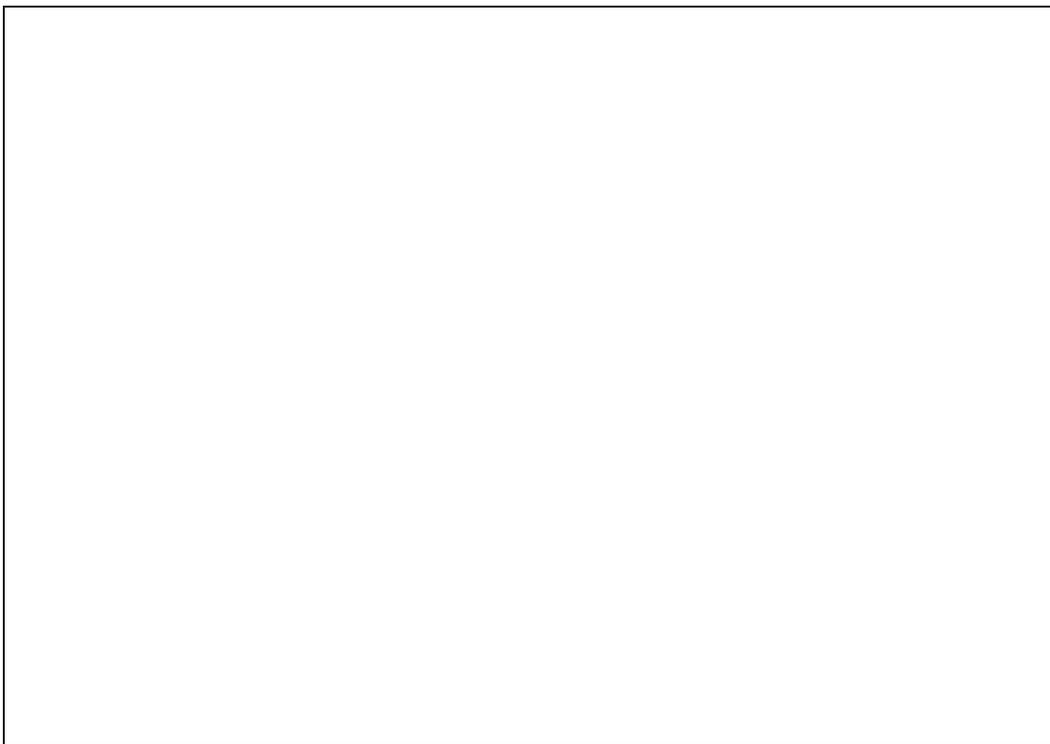


Abbildung 4.3: Verfahrensschema einer Bio-Puster Anlage [Porr Umwelttechnik AG]

4.3.2.1 Der Bio-Puster

Als Kernstück der Anlage kann der Bio-Puster bezeichnet werden, der für das stoßartige Einbringen von mit Sauerstoff angereicherter Luft in den Untergrund verantwortlich ist. Der Bio-Puster besteht aus einem Edelstahlkessel (Volumen: 27 Liter) mit einem annähernd verschlußfreien Schnellentlüftungsventil, einer Schnellkupplung, welche den Kontakt mit der Drucklanze bildet sowie einem Druckluftanschluß. Abbildung 4.4 zeigt einen Bio-Puster beim Versuchsbetrieb auf der Altdeponie Feldbach.



Abbildung 4.4: Der Bio-Puster beim Feldversuch in Feldbach

Bei Erreichen eines festgelegten Luftdruckes, üblicherweise zwischen 2,5 und 8 bar, wird der gesamte Kesselinhalt explosionsartig über die Auslaßöffnung der Drucklanze in den Untergrund abgegeben. Ein Frequenzregelventil steuert dabei die Schußfrequenz, die zwischen 5 und 25 Sekunden liegen kann. Aufgrund des Durchströmens der bis zu 6 m langen Lanze mit einem Durchmesser von 1 ¼ Zoll kommt es neben dem Druckverlust auch zur Ausbildung eines für den Puster typischen Zischgeräusches. Diese beiden Nachteile waren Anlaß zur Konstruktion des neuen Bio-Pusters, der im folgenden Kapitel näher beschrieben wird.

4.3.2.2 Der neue Bio-Puster

Die Form des neuen Bio-Pusters unterscheidet sich maßgeblich von der des alten. Abbildung 4.5 zeigt einen Schnitt durch das Gehäuse des neuen Bio-Pusters [Maschinenbau, Bauwesen- und Umwelttechnik, Forschungs- und EntwicklungsgmbH 1998]. Anstelle des Edelstahlkessels tritt der Druckbehälter in Form eines Lanzenrohres mit einer Standardlänge von 4,5 Meter. Im Deckel bzw. Verschuß des Lanzenrohres sind die Einrichtungen zur Wasserdosierung, der Wasseranschluß sowie der Druckluftanschluß untergebracht. Am unteren Ende des Lanzenrohres befindet sich das Schnellentlüftungsventil, das wie schon beim herkömmlichen Bio-Puster für das

explosionsartige Ausströmen des Luft-Sauerstoffgemisches verantwortlich zeigt. Alle genannten Bauteile sind aus Edelstahl V4A bzw. Messing oder Aluminium gefertigt. Der Standardpuster hat ein Volumen von 37 Normlitern und kann mit einem Druck von maximal 6 bar betrieben werden. Sollte die Länge des Lanzenrohres und somit das Pustervolumen nicht ausreichend sein, besteht die Möglichkeit, das Rohr unbegrenzt zu verlängern, wobei sich pro Laufmeter das Volumen um 8,8 Normliter erhöht.

Das Funktionsschema des Bio-Pusters ist das gleiche geblieben: In gewissen Intervallen (zwischen 5 Sekunden und 7 Minuten) wird eine große unter Druck stehende Luftmenge in den Untergrund eingebracht. Am Steuerventil wird ein Druck zwischen 1 und 6 bar eingestellt, ab dem sich das Lanzenrohr explosionsartig entleert. D.h. wenn das Steuerventil öffnet, ist der Luftstrom über das Ventil in das Lanzenrohr größer als jener über die Düse aus dem Druckbehälter in das Steuerventil. Das dadurch entstehende Druckgefälle befördert die Hauptmembran in Richtung Ventildeckel, so daß der gesamte Rohrquerschnitt freigegeben wird. Der Bio-Puster entleert sich über drei Schlitze am unteren Ende der Lanzenspitze. Daraufhin befördert die Ventiltfeder die Hauptmembran in ihre ursprüngliche Lage zurück und der Bio-Puster wird wieder befüllt.

Zur Regulierung der zugeführten Wassermenge befindet sich im Wasserreservoir des Deckels ein Schwimmer, der die Wasserzufuhr über einen Hebel automatisch regulieren kann. Bedienungsprobleme mit dem neuen Bio-Puster ergeben sich dadurch, daß das gesamte Rohr als Druckbehälter dient und aufgrund des Gewichts schwer zu handhaben ist. Weiters sitzt wie schon erwähnt das Schnellentlüftungsventil an der Druckrohrspitze. Beim Einsatz kann es zu Verschmutzungen des Ventils durch Bodenpartikel kommen, wobei der gesamte Bio-Puster zur Reinigung des Ventils aus dem Boden entfernt werden muß. Das Schnellentlüftungsventil des alten Bio-Pusters befand sich beim Übergang zwischen Druckkessel und Lanzenrohr und war dadurch wesentlich einfacher auszuwechseln.



Abbildung 4.5: Schnittzeichnung des neuen Bio-Pusters [Maschinenbau, Bauwesen- und Umwelttechnik, Forschungs- und EntwicklungsgmbH 1998]

Dennoch lassen sich konstruktionsbedingt zwei entscheidende Vorteile des neuen Bio-Pusters ableiten:

- Da das Schnellentlüftungsventil am unteren Ende des Druckbehälters direkt an den Austrittsschlitz angeordnet ist, ergeben sich energetische Vorteile aufgrund des geringeren Druckverlustes, da kein Durchströmen eines 1 ¼ Zoll Rohres wie beim alten Bio-Puster notwendig ist.
- Aufgrund der Positionierung des Schnellentlüftungsventiles (unterirdisch und an der Lanzenrohrspitze) geht das für den Bio-Puster typische Zischgeräusch verloren, das in Wohngebieten zu einer Lärmbelästigung geführt hat.

In den Abbildungen 4.6 und 4.7 wird der neue Bio-Puster sowohl vor dem Einbringen in die Altlast als auch während des Betriebes gezeigt.

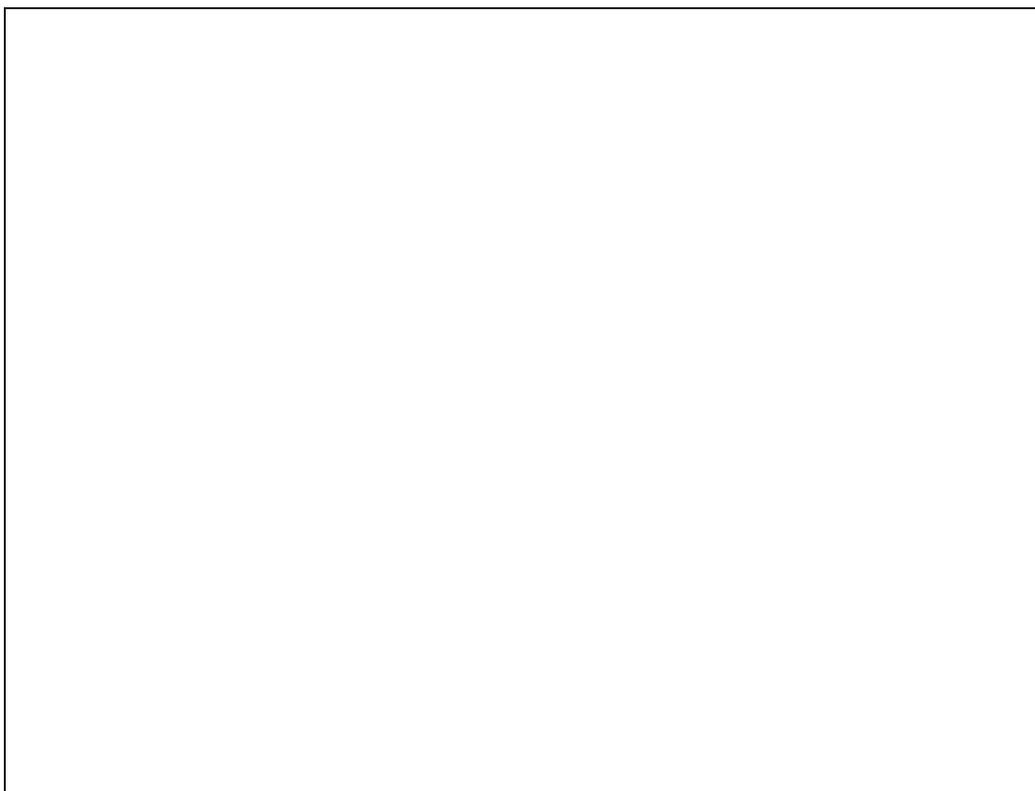


Abbildung 4.6: Bio-Puster verschiedener Länge

Abbildung 4.7: Bio-Puster während der Sanierung

4.3.2.3 Sauerstoff- und Druckluftversorgung

Durch zwei Kompressoren, von denen sich immer einer im stand-by-Zustand befindet, wird vorgespannte Luft mit einem Druck zwischen 6 und 10 bar hergestellt. Diese Druckluft wandert in einen Ausgleichskessel, der die Ein- und Ausschaltzeiten des Kompressors kompensiert und somit einen Luftstrom mit einem konstanten Druck liefert. Nach Passieren eines Partikelfilters erreicht die gereinigte und ölfreie Druckluft eine Mischkammer, in der sie mit Sauerstoff auf einen Sauerstoffgehalt zwischen 25 und 38 Vol-% angereichert werden kann. Das entspricht einer Sauerstoffmenge von 100 - 260 Liter pro m³ Luft. Der ebenso unter Druck stehende Sauerstoff stammt aus einem Flüssigsauerstofftank, von wo er über einen Rippenrohrverdampfer in gasförmigen Zustand übergeführt und in die Mischkammer eingeleitet wird. Abbildung 4.8 zeigt einen Sauerstofftank mit dazugehörigen Rippenrohrverdampfer.

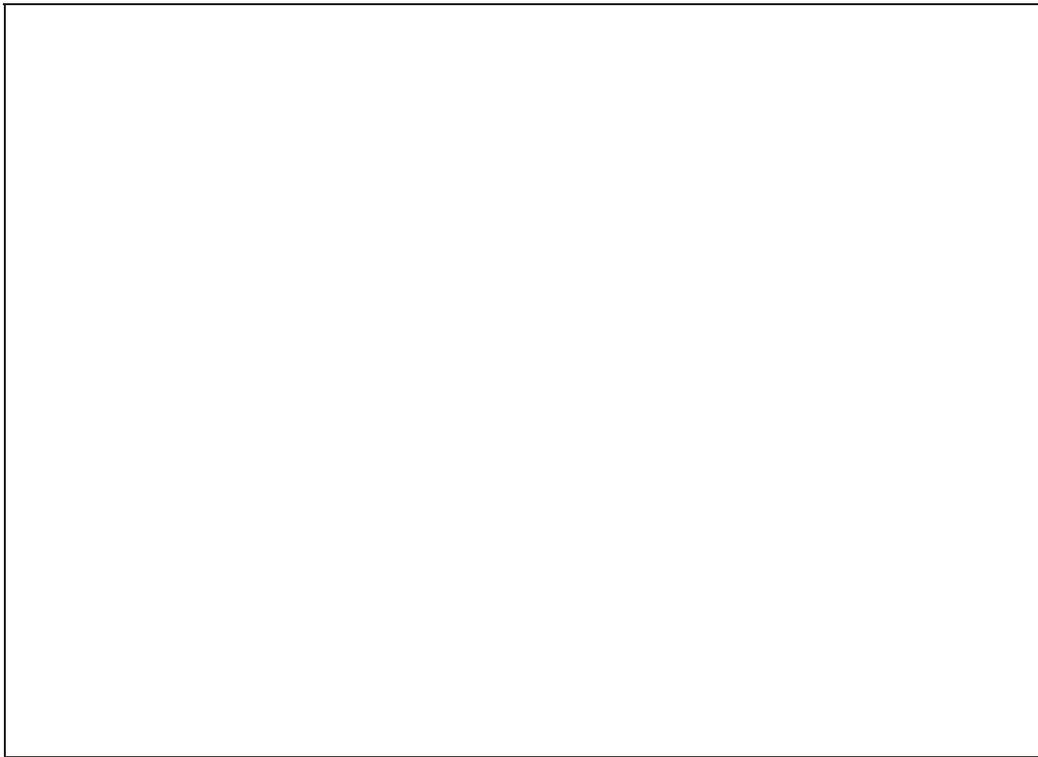


Abbildung 4.8: Sauerstofftank und Rippenrohrverdampfer bei der Sanierung der Altlast ST 11

Abbildung 4.9: Auf Dreibeingestellen aufgehängte Nebendruckleitung

Über eine Regeleinrichtung wird der Sauerstoffgehalt in der angereicherten Luft konstant gehalten. Daraufhin gelangt die Druckluft über Haupt- und Seitenleitungen sowie einer Schnellkupplung zu den Bio-Pustern. Haupt- sowie Nebendruckleitungen sind aus Stahl hergestellt und werden auf Dreibeingestellen mit Ketten befestigt. Auf diese Art können Geländeunebenheiten ohne Probleme ausgeglichen werden. Abbildung 4.9 zeigt eine

Nebendruckleitung mit Dreibeingestell und den angeschlossenen Bio-Puster auf der Altdeponie Feldbach.

4.3.2.4 System der Deponiegasabsaugung

Das Absaugsystem besteht zum einen aus den Sauglanzen, die üblicherweise etwas tiefer als der Bio-Puster in den Bodenbereich eingebracht werden. Die Sauglanzen stellen eine Kombination aus perforiertem PE-Rohr und verzinktem Stahlrohr dar (siehe Abbildung 4.10). Sie werden bis zur auf Abbildung 4.10 sichtbaren Gummischeibe frei in das Bohrloch gestellt und darüber mit Hilfe eines Granulats (Compactonit-Pellets) eingebettet. Daraufhin wird das Granulat mit Wasser versetzt, es kommt zu einer Aufquellung und die Masse verfestigt sich. Dadurch wird das Rohr stabilisiert und der Zutritt von Falschluff verhindert. Bohrgut dient zur Schlußabdeckung der Granulatmasse. Abbildung 4.11 zeigt eine eingesetzte, aber noch nicht angeschlossene, Sauglanze. Am oberen Ende der Lanze befindet sich ein T-Stück, an dem einerseits der Saugschlauch und andererseits ein Verschlußstopfen montiert werden. Zur Messung der Deponiegaskomponenten wird der Verschlußstopfen abgeschraubt und das Meßgerät angeschlossen. [Ingenieurgesellschaft Steinbrecher und Partner 1997] Durch Anlegen eines Unterdruckes können somit auf der gesamten Länge des perforierten Rohres (ca. 3 - 4 m) Gasprodukte aus dem Untergrund abgesaugt werden.

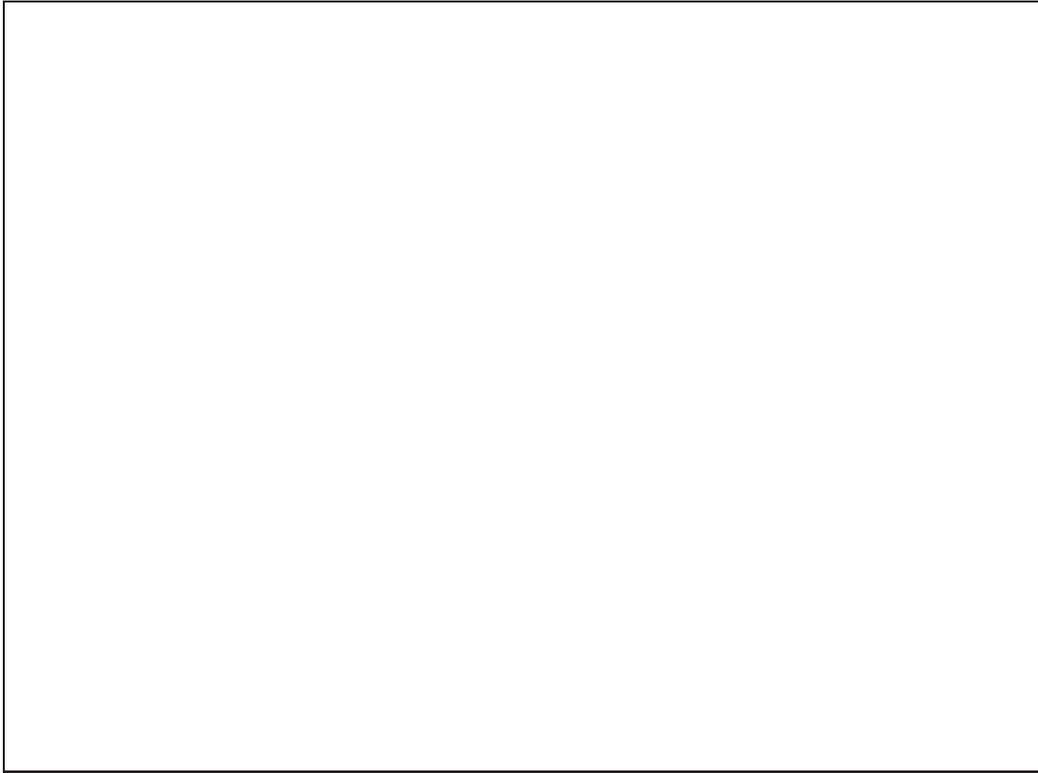


Abbildung 4.10: Eine Absauglanze

Abbildung 4.11: In Compactonit eingebettete
Absauglanze

Zum anderen besteht das Absaugsystem aus einem Rohrleitungsnetz mit Haupt- und Seitenrohrleitungen, die über Gummischläuche mit den Sauglanzen verbunden sind. Die Saugleitungen sind so ausgeführt, daß sie gegen Korrosion und einer möglichen Methangasexplosion widerstandsfähig sind. Es wurden PE-HD-Rohre verwendet, die auf eine Nenndruckstufe von ND 10 ausgelegt sind. Explosionsklappen und Entwässerungsventile bieten weitere Sicherheiten für das Absaugsystem.

Bei Methankonzentrationen von über 5Vol-% können Explosionen mit Druckspitzen von max. 8,1 bar auftreten. Da aber das Rohrleitungsnetz auf eine Nenndruckstufe von 10 bar konzipiert wurde, können weder Bedienungspersonal noch Rohrleitung Schäden davontragen. [Ranner; Angerer 1998]

Abbildung 4.12 zeigt eine Seitenrohrleitung mit angeschlossenen Absauglanzen auf der Altdeponie Feldbach.



Abbildung 4.12: Seitenleitung mit angeschlossenen Absauglanzen

Die dritte Komponente des Absaugsystems stellt die Pumpstation mit zwei Wasserringpumpen dar. Wie schon bei den Kompressoren dient eine Wasserringpumpe für Notfälle und wird deshalb stand-by geschaltet. Wasserringpumpen bieten hohe Sicherheit bei höheren Methankonzentrationen und finden in Kohlebergwerken sehr häufig Einsatz.

Allgemein können dem System der Deponiegasabsaugung drei wichtige Aufgaben zugeordnet werden: [Ranner; Angerer 1998]

1. Da das Bio-Puster Verfahren mit etwa 30% mehr Saug- als Blasleistung betrieben wird, ist ein Vagabundieren von Deponiegasen in die Umwelt so gut wie ausgeschlossen. Aufgrund der Druckunterschiede gelangen Gase aus den dichtgelagerten in gut belüftete Zonen mit größerer Kluftweite und werden dort abgesaugt.
2. Die so abgesaugten Deponiegase können einem Biofilter zugeführt und in nicht problematische Endprodukte abgebaut werden. Sollten dennoch giftige Gase den Biofilter passieren, können sie mittels einer Gasweiche gesammelt und einer anderen Behandlung zugeführt werden.
3. Durch dichtes Nebeneinandersetzen von Sauglanzen können Bereiche, die sich nicht in Rotte befinden, von anderen abgetrennt werden. Auf diese Weise werden Arbeiter oder Gebäude im Deponiebereich vor diffundierenden Gasen durch einen Absaugwall geschützt.

4.3.2.5 Die Gasreinigungsanlage

Das abgesaugte Deponiegas wird einem Biofilter in Containerbauweise zugeführt. Der Biofilter besteht aus Kompost und Strukturmaterial, die genaue Zusammensetzung wird von der Firma jedoch nicht bekanntgegeben. Stattdessen wird eine biologische Abbauleistung über eine bestimmte Periode garantiert.

Die organischen und anorganischen gasförmigen Verbindungen der Abluft werden durch das biologisch aktive Material geführt, sorbiert und von den dort angesiedelten Mikroorganismen in nicht gefährliche und nicht störende Substanzen umgewandelt. Kohlendioxid und Wasserdampf bilden die häufigsten Endprodukte. [Förstner 1992]

Vor dem Eintritt und nach dem Austritt aus dem Biofilter werden mittels einer Luftgüteüberwachungsstation chlorierte Kohlenwasserstoffe sowie Methan-, Kohlendioxid-, Sauerstoff- und Schwefelwasserstoffgehalt gemessen. Die Abluft muß vor dem Entweichen in die Atmosphäre eine Ventilweiche passieren, die nicht abgebaute giftige Gase einem Aktivkohlefilter oder einer thermischen Behandlung zuführt. Somit wird das Entweichen von gesundheitsgefährdenden Verbindungen verhindert.

4.3.2.6 Die Regeltechnik

Im Bürocontainer befindet sich ein Betriebspult, mit dem die gesamte Anlage gesteuert und überwacht werden kann. Dies sind einige der Kenngrößen, die am Monitor abgelesen werden können:

- Deponiegasmenge
- Druckluftmenge
- Gastemperatur (saug- und druckseitig)
- Vakuumpumpe (Motorleistung, Drehzahl)
- Überwachung der Anlage auf zu hohe Methangehalte (Gasalarm).

Weiters werden wöchentlich Messungen der Deponiegaskomponenten (O_2 , CO_2 , CH_4) sowie der Gastemperatur direkt an allen Sauglanzen durchgeführt, um den Stand der Sanierung bzw. den Sanierungserfolg zu überprüfen. Diese Messungen geben über die Optimierungsmöglichkeiten der Abbauprozesse Aufschluß (siehe Kapitel 5 und 6).

Mit diesen kontinuierlichen Messungen wird unter anderem ein reibungsloser Betriebsablauf garantiert.

4.3.3 Anordnung der wichtigsten verfahrenstechnischen Einrichtungen

Die Reichweite und Wirkung des Bio-Pusters werden durch die Lagerungsdichte des Untergrundes (Müll / Boden) bestimmt. Man kann davon ausgehen, daß bei einer Überlagerungshöhe von 6 bis 8 m der maximale Wirkungsradius bei 8 m angesetzt werden

kann. Muß in tieferen Bodenregionen (tiefer als 8 m) saniert werden, sind die Bio-Puster-Lanzen in unterschiedliche Tiefen zu setzen, wobei je nach Lagerungsdichte eine max. Tiefe von 12 bis 14 m nicht überschritten werden sollte. [Ranner; Angerer 1998]

Das zu belüftende Areal wird je nach Größe und Mächtigkeit in Sanierungsabschnitte unterteilt. Die Anordnung der Bio-Puster und der Sauglanzen erfolgt rasterartig, d.h. jeder Bio-Puster wird von vier Sauglanzen und jede Sauglanze wiederum von vier Bio-Pustern umgeben (siehe Abbildung 4.13). Der Abstand zwischen Bio-Pustern und Sauglanzen wird im Rahmen eines Feldversuches vor der Sanierung mit einer Reichweitenbestimmung unter Verwendung eines Edelgastracers bestimmt (siehe Kapitel 5). Sollten sich in der Nähe des zu sanierenden Areals Gebäude befinden, werden sie durch einen sogenannten „Saugvorhang“ in Form von dicht aneinandergereihten Sauglanzen vom Sanierungsgebiet abgegrenzt (siehe Abbildung 4.13).

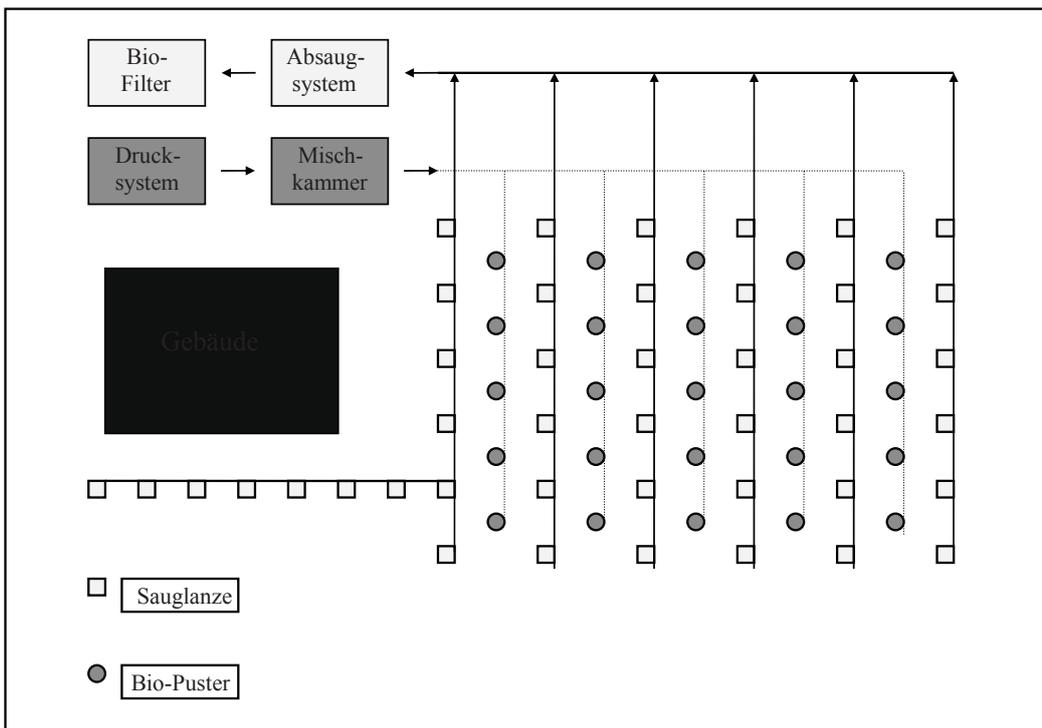


Abbildung 4.13: Anordnung von Bio-Pustern, Sauglanzen und zugehörigen Leitungen [Porr Umwelttechnik AG]

4.4 Anwendungsbeispiele und Referenzen

Bisher fand das Bio-Puster-Verfahren schon in einigen Bereichen Einsatz.

Eines der Haupteinsatzgebiete stellt sicherlich die Geruchsstabilisierung im Rahmen von Altlastenumlagerungen dar. Bevor eine Altdeponie zur Umlagerung geöffnet wird, können mit dem Bio-Puster-Verfahren explosive Gase sowie belästigende Geruchstoffe entfernt werden. Dem Deponiepersonal wird dadurch ein ungefährdetes und ungehindertes Arbeiten ermöglicht. Nach erfolgter Geruchsstabilisierung kann rottefähiges Material ausgeschieden und einer Totalrotte in Form von Mieten zugeführt werden.

Der Bio-Puster findet auch Einsatz bei Altlastensanierungsfällen mit biologisch abbaubaren Kontaminationen. Hierbei kann es sich um chlorierte Kohlenwasserstoffe wie Lindan, Pentachlorphenol (Mineralölschaden bei Tankstellen) oder auch andere biologisch abbaubare Stoffe handeln. [Porr Umwelttechnik AG]

Die Rotte von Frischmüll, also der Abbau des organischen Anteils des Restmülls, stellt einen weiteren Anwendungsbereich des Bio-Pusters dar. Dabei wird homogenisierter Restmüll auf Mieten aufgeschüttet und zeitweise mit Sauerstoff angereichert, um den Rotteprozess zu unterstützen. Die Vorzüge der Anwendung liegen in folgenden Punkten: [Ranner; Angerer 1998]

- Kostenverringern für die Sickerwasserreinigung
- Geringer Platzbedarf aufgrund hoher Mieten
- 40 %-iger Deponieraumgewinn gegenüber üblicher Deponierung

Ebenso kann man bei der Kompostierung mit dem Bio-Puster-Verfahren eine Erhöhung der Durchsatzleistungen in Kompostieranlagen erzielen. Durch die Luft- bzw. Sauerstoffanreicherung der Mieten können die Milieubedingungen im Mietenkörper verbessert werden. Dadurch ergeben sich folgende Vorteile gegenüber herkömmlichen Verfahren: [Porr Umwelttechnik AG]

- Weniger Geruchsbelästigung,
- Kompostierzeitverringern von 5-8 auf 1-2 Monate,
- Erhöhung der Durchsatzmenge um das 3-4-fache.

Tabelle 4.1 stellt eine Referenzliste des Bio-Puster Verfahrens mit Stand Dezember 1997 dar:

Tabelle 4.1: Referenzliste des Bio-Puster-Verfahrens (Stand Dezember 1997)

| Standort | Kunde | Beschreibung | Jahr |
|---------------------------------------|-----------------------------------|---|---------|
| Wien | Gemeinde Wien, MA 45 | Erste Anwendung des Bio-Puster-Verfahrens zur Geruchsstabilisierung und Sanierung der Deponie „Donaupark“ (ca. 1.100.000 t) | 1990-91 |
| Wien | Gemeinde Wien, MA 48 | Anwendung des Bio-Puster-Verfahrens zur Beschleunigung des Verrottungsprozesses | 1993 |
| Dresden, Deutschland | B+B Dresden | Mikrobiologische in-situ-Sanierung einer ehemaligen Tankstelle | 1993-94 |
| Freiburg, Deutschland | Gemeinde Freiburg | Anwendung des Bio-Puster-Verfahrens zur Behandlung von frischem Haus- und sonstigem Müll | 1994 |
| Bad Kreuznach, Deutschland | Kompostieranlage | Anwendung des Bio-Puster-Verfahrens zur Beschleunigung des Verrottungsprozesses | 1994 |
| St. Anton, Tirol | ÖBB | Sanierung einer Deponie (ca.40.000m ³) - Geruchsstabilisierung | 1994 |
| Gmünd, NÖ | NÖ Umweltschutz- anstalt | Sanierung einer Deponie (ca.90.000m ³) - Geruchsstabilisierung | 1995-96 |
| Horn, NÖ | NÖ Umweltschutz- anstalt | Sanierung einer Deponie (ca.175.000m ³) - Geruchsstabilisierung | 1994-96 |
| Vejle, Dänemark | Öliebranches Miljøpulje | Mikrobiologische in-situ-Sanierung einer ehemaligen Tankstelle | 1995-97 |
| Wr. Neustadt, NÖ | BH Wr. Neustadt, Österreich | Sanierung einer Deponie (730.000m ³), Geruchs- stabilisierung Berger Deponie und Arbeitsschutz | 1996-98 |
| Stendal, Deutschland | Landkreis Stendal | Anwendung des Bio-Puster-Verfahrens zur Behandlung von frischem Haus- und sonstigem Müll | 1997-98 |
| Garmisch, Farchant, Deutschland | Autobahnverwal- tung Südbayern | Umlagerung einer Altdeponie im Zuge eines Straßenneubaus (ca.100.000m ³), Geruchsstabi- lierung und Arbeitsschutz | 1997 |
| Nördlingen, Deutschland | Landkreis Nördlingen | Umlagerung einer Altdeponie im Zuge einer Altlastensanierung (ca.140.000m ³), Geruchsstabi- lierung und Arbeitsschutz | 1997-98 |

5 Der Feldversuch

Der Feldversuch dient neben der Bestimmung der rasterförmigen Anordnung zwischen Bio-Puster und Absauglanzen auch zur Dokumentation und Interpretation der Deponiegaskomponenten im Rahmen eines 14-tägigen Versuchsbetriebes.

5.1 Das Versuchsfeld

Mit dem Aufbau des Versuchsfeldes wurde am 17.02.1998 begonnen. Zu diesem Zweck wurden ein Bio-Puster der ersten Generation (mit Druckkessel), vier Absauglanzen sowie 20 Beobachtungssonden in den Untergrund eingebracht. Abbildung 5.1 zeigt eine schematische Darstellung des Versuchsfeldes auf der Altlast ST11, wobei die Position des Bio-Pusters mit „P“, die Positionen der Absauglanzen sowie der Sonden mit „SA“ bzw. „S“ gekennzeichnet sind.

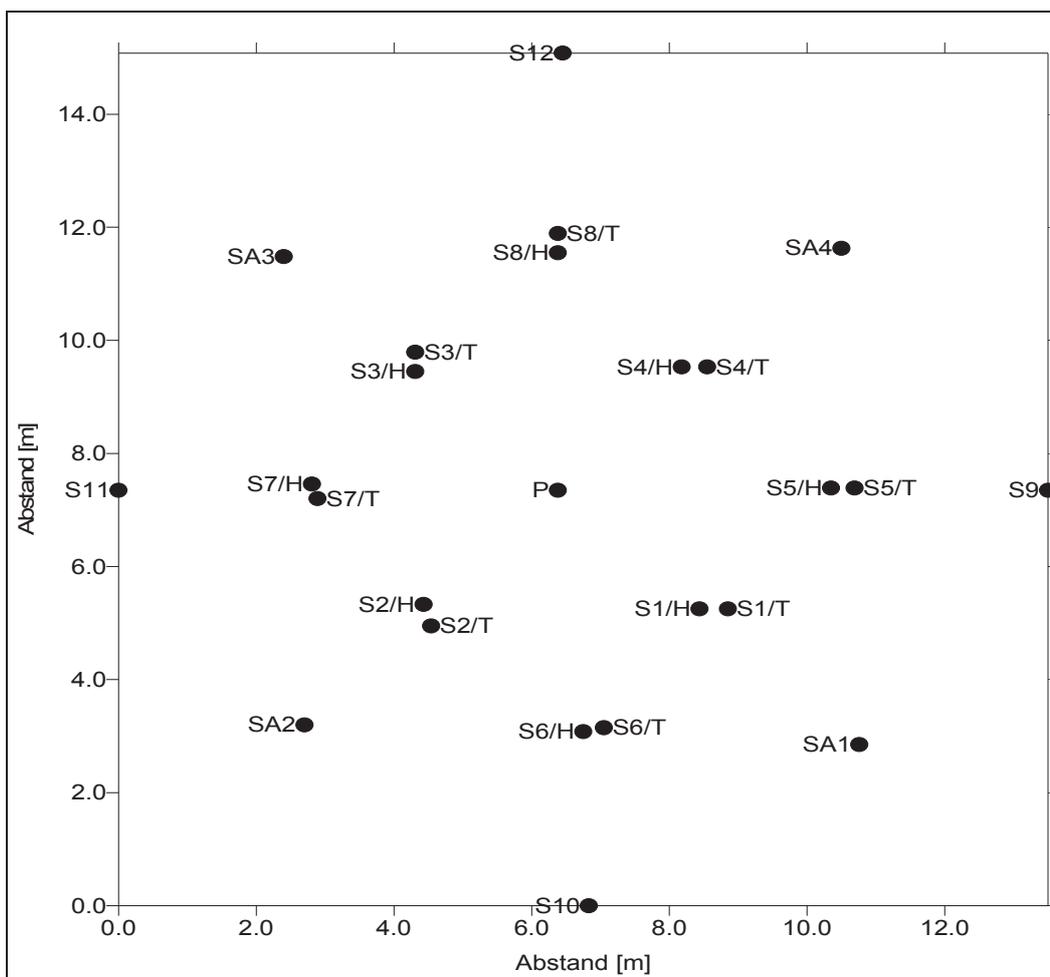


Abbildung 5.1: Das Versuchsfeld auf der Altlast ST11

Nach entsprechender Bohrlochherstellung im Schneckenbohrverfahren (Wirth B0) wurden der Bio-Puster (P) in einer Tiefe von 5 m bzw. die 4 Absauglanzen (SA1 - SA4) in Tiefen zwischen 6,0 und 6,5 m unter GOK installiert. Damit erfolgte die Bodenluftabsaugung in einer Tiefe zwischen 5 und 6 m unter GOK. Die Absauglanzen wurden so angeordnet, daß sie die Eckpunkte eines Quadrats mit der Seitenlänge von 8 m bildeten, in dessen Zentrum sich der Bio-Puster befand. Im Bereich dieses Versuchsfeldes wurden 20 Beobachtungssonden in zwei Tiefenstufen (hoch und tief) in den Untergrund gerammt, die zur Reichweitenbestimmung mittels Edelgastracer bzw. zur Beobachtung der Deponiegaskomponenten beim 14-tägigen Versuchsbetrieb eingesetzt wurden. Tabelle 5.1 gibt die Absenktiefen der Beobachtungssonden in Meter unter GOK an.

Tabelle 5.1: Tiefen der Beobachtungssonden im Versuchsfeld auf der Altlast ST11

| Sonde | Bohrtiefe [m] | Sonde | Bohrtiefe [m] |
|---------------------|---------------|---------------------|---------------|
| S1/H _{och} | 2,0 | S6/H _{och} | 2,0 |
| S1/T _{ief} | 4,5 | S6/T _{ief} | 4,5 |
| S2/H _{och} | 2,0 | S7/H _{och} | 2,0 |
| S2/T _{ief} | 4,5 | S7/T _{ief} | 4,5 |
| S3/H _{och} | 2,0 | S8/H _{och} | 2,0 |
| S3/T _{ief} | 4,5 | S8/T _{ief} | 4,5 |
| S4/H _{och} | 2,0 | S9 | 2,0 |
| S4/T _{ief} | 4,5 | S10 | 2,0 |
| S5/H _{och} | 2,0 | S11 | 2,0 |
| S5/T _{ief} | 4,5 | S12 | 2,0 |

Abbildung 5.2 stellt das Versuchsfeld der Altlast ST11 dar. Im Vordergrund und Hintergrund ist je eine der insgesamt vier Absauganlagen zu erkennen. In der Bildmitte ist der Bio-Puster alter Bauart mit dem für ihn typischen Druckkessel zu sehen. Gleichmäßig auf das Versuchsfeld verteilt sind die Kontroll- und Meßsonden, wobei jedes Sondenpaar (außer S9 - S12) auf 2,0 bzw. 4,5 m abgeteuft wurde. Zur Absenkung des Sickerwasserspiegels der Deponie dienten Pumpen der Bauart DL40-AA-NNN sowie gelbe Wasserschläuche (ebenfalls in der Abbildung zu erkennen).

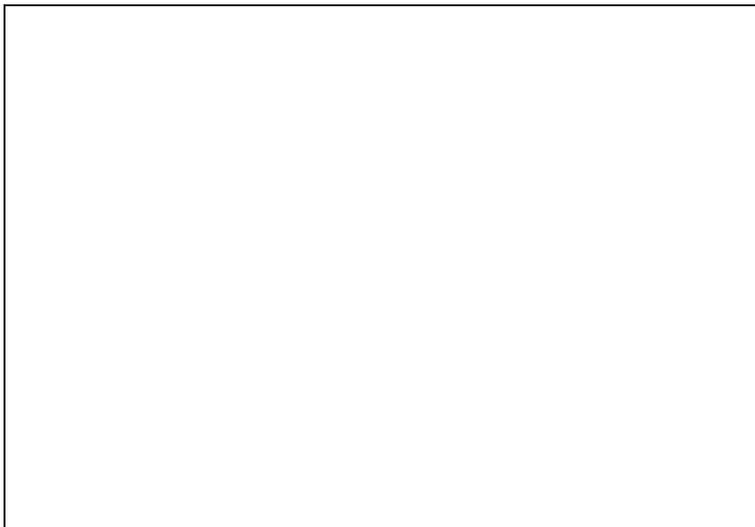


Abbildung 5.2: Versuchsfeld , Altlast ST-11 in Feldbach

5.2 Bestimmung der Transmissivität sowie des Durchlässigkeitsbeiwertes mit Hilfe der Wiederanstiegsmethode nach Theis und Jakob

Am 19.02.1998 wurde an einem dem Bio-Puster nahegelegenen Brunnen (ASB1, siehe Abbildung 5.1) ein Pumpversuch zur Berechnung der Durchlässigkeitsverhältnisse gestartet. Dabei wurde eine konstante Wassermenge von $1 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ über eine Dauer von 600 Sekunden abgepumpt.

Das Wiederanstiegsverfahren von Theis und Jakob beginnt mit dem Abschalten der Pumpe im Förderbrunnen und endet mit dem völligen Verschwinden des Absenktrichters. Ein schlagartiges Auffüllen des unteren Brunneninnenraumes kennzeichnet den Beginn des Wiederanstieges. Der Brunnenwasserspiegel steigt mit abnehmender Geschwindigkeit kontinuierlich an. Nur unter Idealbedingungen wird das Ausgangsniveau des Wasserspiegels wieder erreicht (Abbildung 5.3). [Langguth; Voigt 1980]

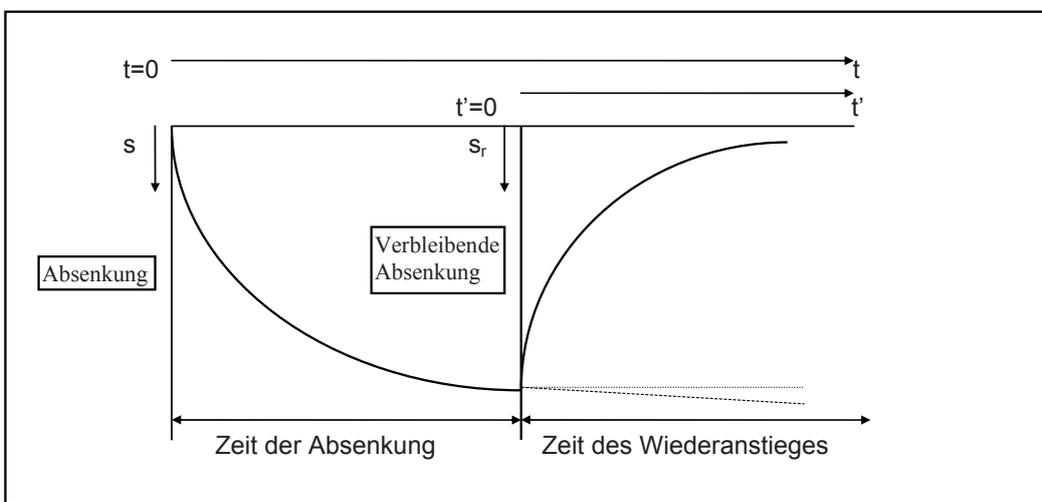


Abbildung 5.3: Schematische Pumpversuchsdarstellung mit Absenkung und Wiederanstieg im Brunnen [Langguth; Voigt 1980]

Es handelt sich dabei um die simple Umkehrung des Absenkungsvorganges. Nach dem Pumpenstillstand kommt es zum Zusammenbruch des Quasi-Gleichgewichts, das ein Anströmen des Wassers zum Förderbrunnen verursacht. Das zur Wiederauffüllung des Absenktrichters notwendige Wasser muß von weit außen herangeführt werden, was zur Folge hat, daß sich dort der Spiegel noch weiter absenkt. [Langguth; Voigt 1980]

Tabelle 5.2 gibt die Meßergebnisse beim Pumpversuch Fedbach vom 19.02.1998 an, wobei t die Pumpdauer, t' die Wiederanstiegsdauer sowie s die Absenkung des Wasserspiegels sowie s' die korrigierte Absenkung des Wasserspiegels darstellen. [Porr Umwelttechnik AG 1998 a]

Tabelle 5.2: Pumpversuch Feldbach, Meß- und Auswertedaten für den Wiederanstieg

| t: Seit Pumpbeginn vergangene Zeit [s] | t': Wiederanstiegsdauer [s] | t/t' | s: Absenkung [m] | s': korrigierte Absenkung [m] |
|--|-----------------------------|-------|------------------|-------------------------------|
| 0 | 0 | | 0,00 | 0,000 |
| 600 | 0 | | 2,15 | 1,380 |
| 620 | 20 | 31,00 | 2,05 | 1,350 |
| 625 | 25 | 25,00 | 2,00 | 1,333 |
| 631 | 31 | 20,35 | 1,95 | 1,316 |
| 637 | 37 | 17,22 | 1,90 | 1,298 |
| 644 | 44 | 14,64 | 1,85 | 1,280 |
| 650 | 50 | 13,00 | 1,80 | 1,260 |
| 655 | 55 | 11,91 | 1,75 | 1,240 |
| 663 | 63 | 10,52 | 1,70 | 1,218 |
| 669 | 69 | 9,70 | 1,65 | 1,196 |
| 676 | 76 | 8,89 | 1,60 | 1,173 |
| 683 | 83 | 8,23 | 1,55 | 1,150 |
| 691 | 91 | 7,59 | 1,50 | 1,125 |
| 699 | 99 | 7,06 | 1,45 | 1,100 |
| 707 | 107 | 6,61 | 1,40 | 1,073 |
| 715 | 115 | 6,22 | 1,35 | 1,046 |
| 723 | 123 | 5,88 | 1,30 | 1,018 |
| 731 | 131 | 5,58 | 1,25 | 0,990 |
| 742 | 142 | 5,23 | 1,20 | 0,960 |
| 751 | 151 | 4,97 | 1,15 | 0,930 |
| 759 | 159 | 4,77 | 1,10 | 0,898 |
| 767 | 167 | 4,59 | 1,05 | 0,866 |
| 778 | 178 | 4,37 | 1,00 | 0,833 |
| 786 | 186 | 4,23 | 0,95 | 0,800 |
| 796 | 196 | 4,06 | 0,90 | 0,765 |
| 805 | 205 | 3,93 | 0,85 | 0,730 |
| 816 | 216 | 3,78 | 0,80 | 0,693 |
| 827 | 227 | 3,64 | 0,75 | 0,656 |
| 838 | 238 | 3,52 | 0,70 | 0,618 |
| 850 | 250 | 3,40 | 0,65 | 0,580 |
| 864 | 264 | 3,27 | 0,60 | 0,540 |
| 878 | 278 | 3,16 | 0,55 | 0,500 |
| 895 | 295 | 3,03 | 0,50 | 0,458 |
| 909 | 309 | 2,94 | 0,45 | 0,416 |
| 925 | 325 | 2,85 | 0,40 | 0,373 |
| 944 | 344 | 2,74 | 0,35 | 0,330 |
| 978 | 378 | 2,59 | 0,30 | 0,285 |
| 1050 | 450 | 2,33 | 0,25 | 0,240 |
| 1212 | 612 | 1,98 | 0,20 | 0,193 |
| 1970 | 1370 | 1,44 | 0,12 | 0,118 |
| 2260 | 1660 | 1,36 | 0,11 | 0,108 |
| 2510 | 1910 | 1,31 | 0,10 | 0,098 |

Da die Transmissivität T mit der Zeit kleiner wird und es sich dabei nicht mehr um eine Konstante handelt hat Jakob eine Methode entwickelt, die den Einfluß der zeitlichen

Verringerung von T bei der Auswertung von Pumpversuchen berücksichtigt. Nach Jakob berechnet man die korrigierte Absenkung nach Gleichung 5.1. [Langguth; Voigt 1980]

Gleichung 5.1:
$$s' = s - \frac{s^2}{2m}$$

s': korrigierte Absenkung [m]

s : Absenkung [m]

m: Aquifermächtigkeit [m]

In Feldbach wurde von einer Aquifermächtigkeit von 3 m ausgegangen.

Trägt man nun die korrigierte Absenkung s' gegen den Logarithmus des Quotienten t/t' auf, so erhält man für große Werte von t und t', d.h. für kleine Werte des Quotienten, eine logarithmische Gerade mit der Steigung $[2,30 \cdot Q / (4 \cdot \pi \cdot T)]$. Über einen logarithmischen Zyklus von t/t' nimmt der lg t/t' den Zahlenwert 1 an (siehe Abbildung 5.4). Somit kann man die Transmissivität T nach Gleichung 5.2 berechnen. [Langguth; Voigt 1980]

Gleichung 5.2:
$$T = \frac{2,30 \cdot Q}{4 \cdot \pi \cdot \Delta s'}$$

T: Transmissivität [m²/s]

Q: Förderrate [m³/s]

Δs': korrigierte Absenkung über einen logarithm. Zyklus [m]

Mit Hilfe der Aquifermächtigkeit (3 m) und der berechneten Transmissivität kann nach Gleichung 5.3 der Durchlässigkeitsbeiwert bestimmt werden:

Gleichung 5.3:
$$k_f = \frac{T}{d}$$

k_f: Durchlässigkeitsbeiwert [m/s]

T: Transmissivität [m²/s]

d: Aquifermächtigkeit [m]

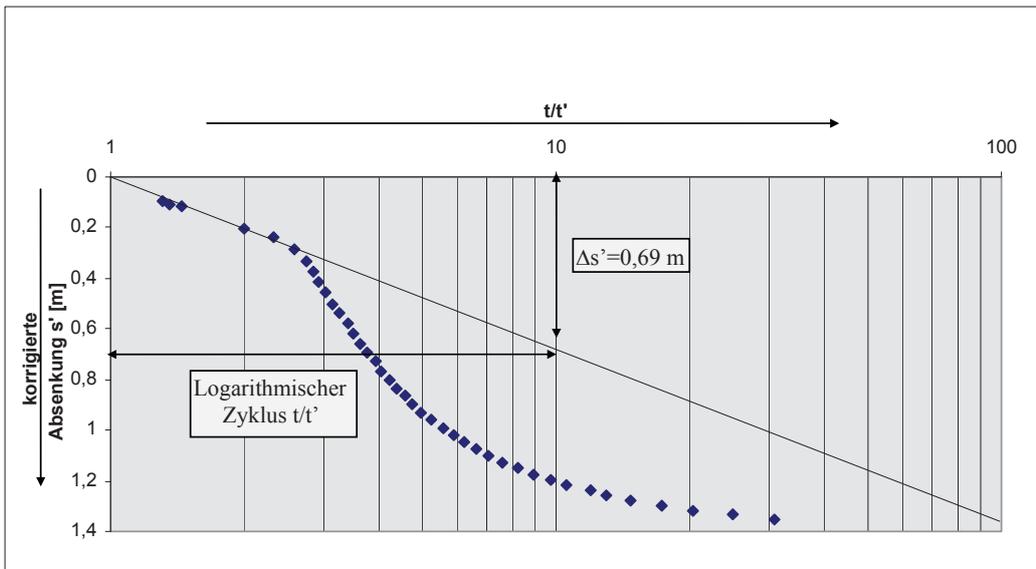


Abbildung 5.4: Auswertung des Pumpversuches Feldbach (Feldversuch) mit der Wiederanstiegsmethode nach Theis

Mit der aus Abbildung 5.4 gewonnenen korrigierten Absenkung über einen logarithmischen Zyklus $\Delta s' = 0,69 \text{ m}$ und der bekannten Förderrate $Q = 1 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ kann man sich nach den Formeln 5.2 und 5.3 die Transmissivität sowie den Durchlässigkeitsbeiwert errechnen. Man erhält somit folgende Ergebnisse:

Transmissivität [m^2/s]: $2,65 \cdot 10^{-5}$

k_f -Wert [m/s]: $8,84 \cdot 10^{-6}$

5.3 Absenkung des Sickerwasserspiegels

Bei der Installation der Versuchseinrichtung wurde Deponiesickerwasser in einer Tiefe von etwa 4 m unter GOK angetroffen. Nach einer Nullmessung der Deponiegaskomponenten (CO_2 , CH_4 und O_2) an den Beobachtungssonden und einem halbstündigen Versuchsbetrieb mußte der Betrieb eingestellt werden, da keine Verteilung der Druckluft mit Hilfe des Bio-Pusters im wassergesättigten Untergrund möglich war. Um einen aussagekräftigen Feldversuch durchführen zu können, war eine Absenkung des Sickerwasserspiegels vonnöten.

Dafür wurden 8 zusätzliche Absaugbrunnen (ASB2 bis ASB9) mit einem zugehörigen Pumpsystem im Bereich des Versuchsfeldes installiert. Abbildung 5.5 zeigt die Anordnung der Absaugbrunnen auf dem Versuchsfeld.

Unter kontinuierlicher Messung des Sickerwasserspiegels am Absaugbrunnen ASB1 wurde mit dem Absenkvorgang am 04.03.1998 begonnen. Zu Beginn des Pumpbetriebes lag der Wasserspiegel 4,51 m unter GOK. Am 09.03.1998 konnte eine Absenkung um 73 cm auf 5,24 m unter GOK festgestellt werden. Um den Absenkvorgang weiter zu beschleunigen, wurde ab diesem Zeitpunkt auch am zentralen Absaugbrunnen ASB1 zeitweise Sickerwasser abgepumpt. [Porr Umwelttechnik AG 1998 a]

Somit konnte nach Erreichen einer ausreichenden Absenkung des Sickerwasserspiegels am 11.03.1998 mit dem eigentlichen Feldversuch begonnen werden. In der Zeit zwischen 04.03.1998 und 24.03.1998, also dem Ende des Versuchsbetriebes, wurden insgesamt 190 m³ Sickerwasser aus der Deponie gefördert und dem bereits bestehenden Sickerwassersammelsystem zugeführt. [Porr Umwelttechnik AG 1998 a]

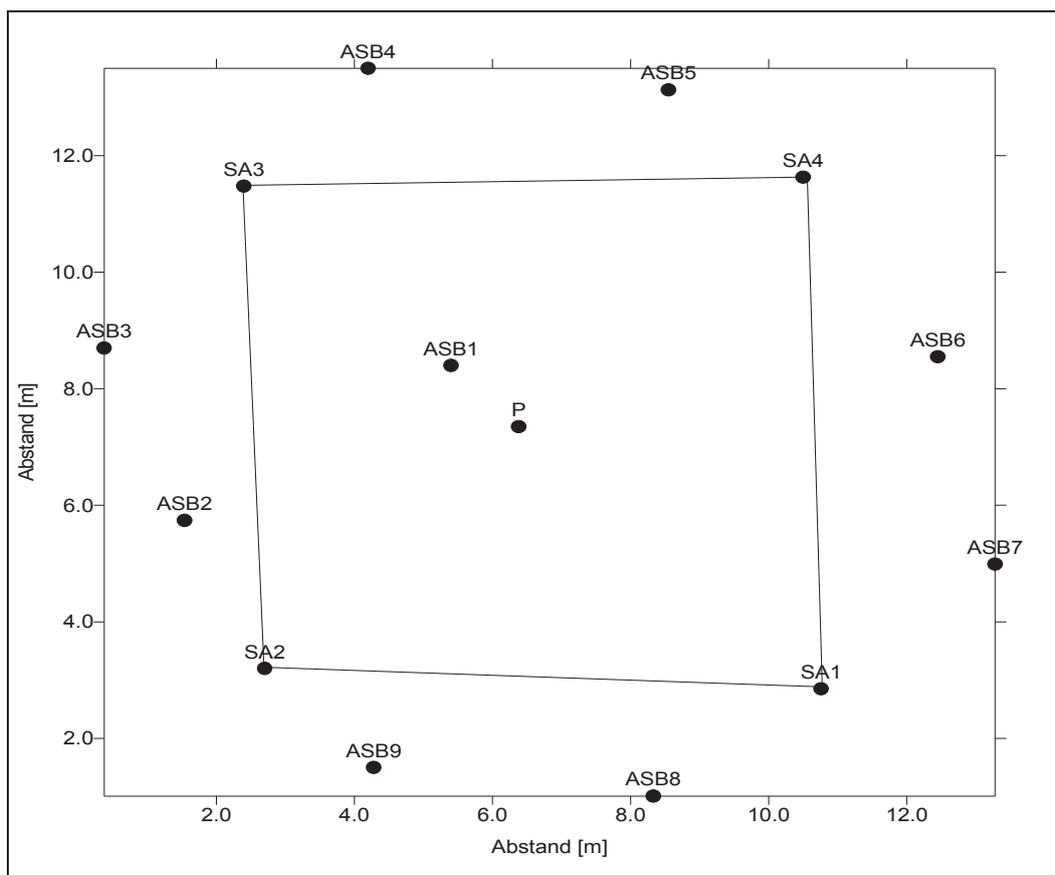


Abbildung 5.5: Anordnung der Absaugbrunnen auf dem Versuchsfeld der Altlast ST11

5.4 Reichweitenbestimmung unter Verwendung eines Helium-Tracergases

Die Kenntnis der pneumatischen Durchlässigkeitsverhältnisse ist für die Durchführung von Bodenluftsanierungen von besonderer Bedeutung. Mit einer Reichweitenbestimmung erhält man Informationen über die optimale Dimensionierung und Anordnung der sanierungsrelevanten Einrichtungen, wodurch die Effizienz der Sanierung gesteigert und der Energieeinsatz verringert werden kann. In diesem Zusammenhang sind Lufttracerversuche geeignet, um die Einsatzreichweite des Bio-Pusters sowie den Einfluß von Absaugbrunnen auf das Migrationsverhalten der schadstoffbelasteten Bodenluft zu studieren. Dabei müssen die Tracer folgenden Anforderungen genügen: [Fierz; Fisch; Herklotz 1993]

- Sie sollten konservativ sein, d.h. der Tracer sollte sich gleich wie das Transportmedium durch die ungesättigte Bodenzone bewegen, ohne dabei reversiblen oder irreversiblen Adsorptionsvorgängen zu unterliegen.
- Die physikalischen Eigenschaften des Transportmediums dürfen dabei nicht verändert werden.
- Die Tracer sollten nicht toxisch und auch in geringen Konzentrationen noch gut nachweisbar sein.
- Vor allem bei Lufttracern ist eine „on line“ Meßbarkeit unbedingt vonnöten.

Mit dem Tracergasversuch wurde am 11.03.1998 begonnen. Auf den Versuchsablauf wird in den nächsten Kapiteln näher eingegangen. Als Gastracer wurde Luftballonhelium ^4He mit einem Reinheitsgrad von 4.6 eingesetzt. Zur Tracererfassung wurde eine automatische Entnahmestation verwendet, die eine zügige Beprobung der Beobachtungsonden sicherstellte. Die verwendete Station (orgelpfeifenartig) bestand aus einem mechanischen Bauteil mit verschiedenen Ventilblöcken und einem elektronischen Modul zur Ventilschaltung (siehe Abbildung 5.6 [Porr Umwelttechnik AG 1998 a]). Die Nachweisgrenze lag im ppm-Bereich und genügt somit den gestellten Anforderungen.



Abbildung 5.6: Station zur Tracererfassung beim Feldversuch in Feldbach [Porr Umwelttechnik AG 1998 a]

Folgende Randbedingungen wurden zu Versuchsbeginn gemessen [Porr Umwelttechnik AG 1998 a]:

- Luftdruck: 990 hPa
- Außentemperatur: 1 °C
- Witterung: Sonnig, trocken
- Sickerwassertemperatur: 10,7 °C
- Deponiegastemperatur (S12): 8 °C

5.4.1 Tracerinjektion

Bevor mit der Tracerinjektion begonnen wurde, mußte ein Nullmeßdurchgang durchgeführt werden, um den Boden auf etwaige Helium-Untergrundkonzentrationen zu untersuchen. Die Helium-Konzentration in der Atmosphäre ist nämlich konstant und beträgt 5,2 ppm [Fierz; Fisch; Herklotz 1993]. Die Nullmessung nach fast dreiwöchigem Versuchsstillstand ergab keine nachweisbaren Helium-Konzentrationen im Deponiekörper (Bestimmungsgrenze:

1ppm). Die Bestimmung der Heliumkonzentrationen erfolgte mit Hilfe des Analysensystems „Heli-Test“ der Fa. Varian. [Porr Umwelttechnik AG 1998 a]

Um 9.40 Uhr wurde der Bio-Puster nach der Nullmessung vorerst ohne Absaugung in Betrieb genommen. Der Bio-Puster wurde auf folgende Betriebszustände eingestellt:

- Entleerungsdruck im Kessel: 5,3 bar
- Restdruck: 1,8 bar
- Taktzeit: 11 s
- Betriebsmittel: Preßluft

Nach Beendigung des Bio-Puster-Betriebes um 12.05 Uhr wurde mit der Einspeisung des Heliums begonnen. Neben dem Betriebsmedium, ab diesem Zeitpunkt Helium (Reinheitsgrad 4.6), wurde auch die Taktzeit auf 7 Sekunden geändert. Insgesamt wurden im Rahmen der Tracerinjektion 2.000 Liter Helium in die Deponie eingebracht. [Porr Umwelttechnik AG 1998 a]

5.4.2 Messung des Heliumtracers ohne Absaugung

Der erste Meßdurchgang erfolgte 15 Minuten nach Einspeisungsbeginn, wobei schon ein deutliches Ansteigen der Heliumkonzentrationen sowohl in den seicht als auch in den tiefer liegenden Kontrollsonden zu erkennen war.

Die Helium-Konzentrationen an den seicht liegenden Meßsonden (2 m Tiefe) befanden sich zwischen 4 und 200 ppm. In den Sonden 8, 9 und 12 konnten die höchsten Gehalte gemessen werden, was darauf schließen läßt, daß in diesem Deponiebereich eine bevorzugte Durchbruchrichtung der Bodenluft in Richtung Norden existiert. Abbildung 5.7 zeigt eine planliche Darstellung dieses Meßdurchganges in den seicht liegenden Meßsonden. Die Messungen an den tiefer liegenden Sonden (4,5 m Tiefe) ergaben Werte zwischen 9 und 400 ppm, wobei die Sonden 1, 3, 7 und 8 die höchsten Konzentrationen aufwiesen. Im tiefer liegenden Bereich des Versuchsfeldes schien die bevorzugte Ausbreitungsrichtung Nordwest zu sein. Abbildung 5.8 veranschaulicht die Meßergebnisse in diesem Bereich des Versuchsfeldes.

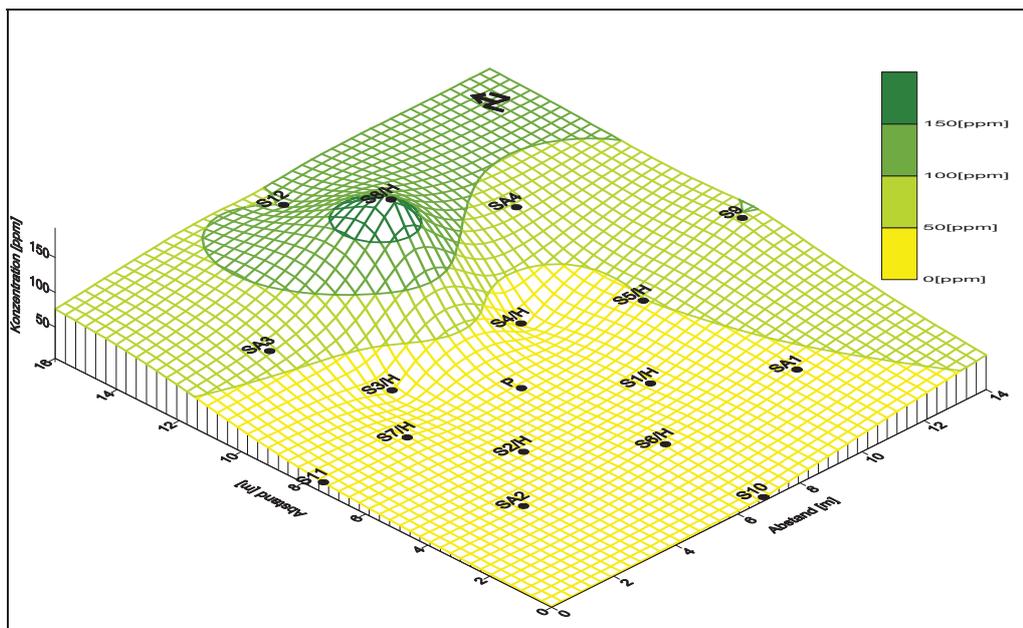


Abbildung 5.7: Heliumkonzentration [ppm] 15 Minuten nach Einbringung des Tracers ohne Absaugung in 2 m Bodentiefe

Abbildung 5.8 zeigt im Bereich südlich der Absauglanze SA1 Helium-Konzentrationen mit negativen Zahlenwerte. Dies entspricht natürlich nicht der Realität. Diese Abbildungen wurden mit Hilfe des Computerprogramms „Surfer 6.04“ erstellt, ein Softwareprogramm, das Höhenschichtlinien und dreidimensionale oberflächige Darstellungen auf Basis von Gitternetzen zeichnen kann. Als geostatistisches Interpolationsmodell wurde das „Kriging“ gewählt, das sich in vielen wissenschaftlichen Bereichen als sehr nützlich erwiesen hat. Aufgrund dieser Auswahl interpoliert das Programm automatisch wegen des hohen Konzentrationsgefälles in Bereichen mit sehr niedrigen Heliumkonzentrationen in den negativen Zahlenbereich. Um die Anschaulichkeit der Darstellung dennoch zu bewahren, wurden für die negativen He-Gehalte dieselbe Farbe gewählt wie für den Konzentrationsbereich zwischen 0 und 50 ppm. Darum wurde auch der letzte Kolonnenteil der Legende (am rechten Rand der Abbildung) nicht beschriftet.

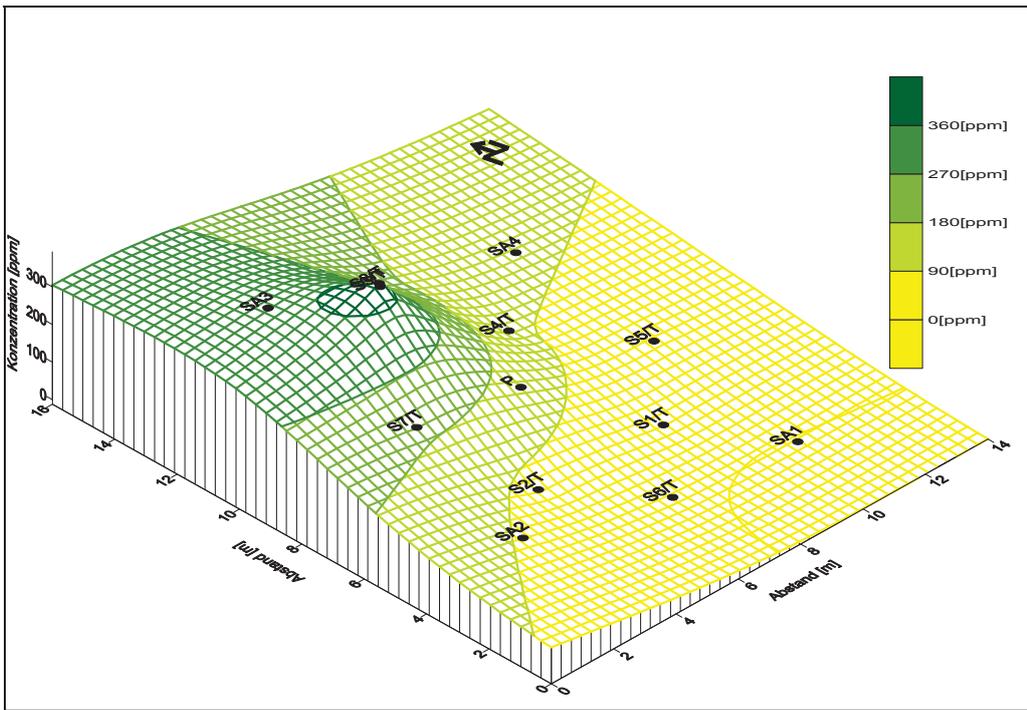


Abbildung 5.8: Heliumkonzentration [ppm] 15 Minuten nach Einbringung des Tracers ohne Absaugung in 4,5 m Bodentiefe

30 Minuten später wurde der zweite Meßdurchgang durchgeführt. Bei diesem wurde nur an den Kontrollsonden S1-S4 gemessen, wobei vorher das Totvolumen der Meßsonden leergesaugt wurde [Porr Umwelttechnik AG 1998 a]. Tabelle 5.3 gibt eine Übersicht über die Meßergebnisse:

Tabelle 5.3: Heliumkonzentration in ppm 45 Minuten nach Einbringung des Tracers ohne Absaugung an den inneren Kontrollsonden

| Sonde | He-Konzentration [ppm] | Sonde | He-Konzentration [ppm] |
|-------|------------------------|-------|------------------------|
| S1/H | 7.000 | S3/H | 6.000 |
| S1/T | 200 | S3/T | 400 |
| S2/H | 200 | S4/H | 200.000 |
| S2/T | 40 | S4/T | 300 |

An den seichten Meßsonden konnte eine deutliche Zunahme der Heliumkonzentrationen gemessen werden (bis zu 200.000 ppm). Der weiter unten liegende Bodenbereich blieb weitgehend unbeeinflusst von der zusätzlichen Heliumzufuhr.

5.4.3 Messung des Heliumtracers bei gleichzeitiger Absaugung

Nach Beendigung des zweiten Helium-Meßdurchganges wurde das Absaugsystem in Betrieb genommen. Es bestand aus vier Sauglanzen, wobei SA1 und SA2 in eine Tiefe von 6,0 m, SA3 und SA4 bis 6,5 m unter GOK reichten. Zwei Seitenkanalverdichter besaugten die vier Entnahmepegel. Die Pumpen wurden so eingestellt, daß jeweils 35 m³ Deponiegas pro Stunde aus den Pegeln abgesaugt wurde. Tabelle 5.4 zeigt eine Auflistung der Differenz-Unterdrücke an den einzelnen Absauglanzen:

Tabelle 5.4: Differenz-Unterdrücke an den vier Absauglanzen im Versuchsfeld [Porr Umwelttechnik AG 1998 a]

| Absauglanze | Differenz-Unterdruck [bar] |
|-------------|----------------------------|
| SA1 | 0,055 |
| SA2 | 0,035 |
| SA3 | 0,032 |
| SA4 | 0,045 |

Ca. 100 Minuten nach Beginn der Absaugung wurde die nächste Messung an den insgesamt 20 Kontrollsonden durchgeführt. Die Heliumkonzentrationen an den in 2,0 m liegenden Sonden erhöhten sich auf Werte zwischen 20 und 200.000 ppm. Maxima waren an den Sonden 1, 3 und 4 abzulesen. Die in 4,5 m liegenden Meßsonden zeigten hingegen kaum Veränderungen hinsichtlich ihrer He-Gehalte. Hier lagen die Maxima wie schon bei den Meßdurchgängen ohne Absaugung zwischen 5 und 300 ppm. Abbildungen 5.9 und 5.10 zeigen dreidimensionale Darstellungen der Meßergebnisse beim ersten Meßdurchgang nach Inbetriebnahme des Absaugsystems für beide Tiefenlagen (Hinweis: Die beiden Abbildungen haben unterschiedliche Skalierung).

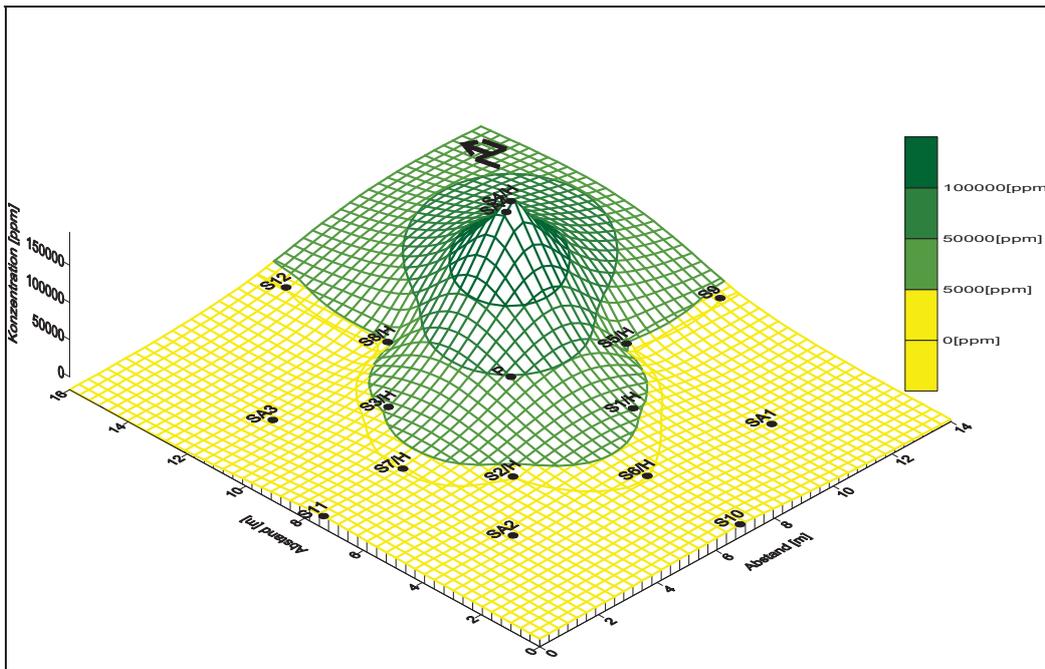


Abbildung 5.9: Heliumkonzentration [ppm] 150 Minuten nach Einbringung des Tracers mit Absaugung in 2,0 m Bodentiefe

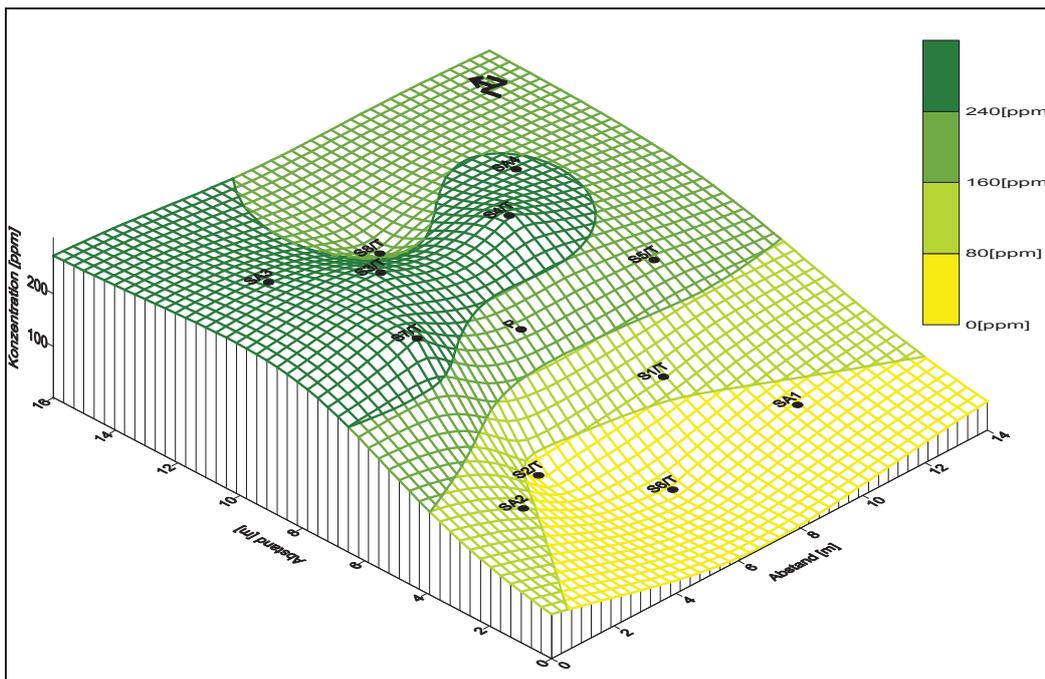


Abbildung 5.10: Heliumkonzentration [ppm] 150 Minuten nach Einbringung des Tracers mit Absaugung in 4,5 m Bodentiefe

110 Minuten nach dem ersten Meßdurchgang mit Deponiegasabsaugung wurde der zweite Meßdurchgang in diesem Betriebszustand durchgeführt. Die Heliumkonzentrationen unterschieden sich in beiden Teufen kaum von den zuvor erhaltenen Meßergebnissen.

Die Traceruntersuchungen haben somit gezeigt, daß das Helium schon kurz nach dem Einbringen des Tracers auch ohne Betrieb der Absauganlage alle Kontrollsonden erreicht. Durch Inbetriebnahme der Absauganlage konnten die Helium-Gehalte vor allem in der oberen Bodenschicht deutlich erhöht werden. Abbildung 5.11 zeigt nochmals die unterschiedlichen He-Konzentrationen an den Meßsonden vor, 15 Minuten nach und 150 Minuten nach der Tracerinjektion. Um die Anschaulichkeit zu erhöhen wurde die Skalierung so gewählt, daß die Maximalkonzentration der 3-D-Säulen bei 500 ppm liegt.

Mit dem Tracerversuch konnte bewiesen werden, daß eine Gasmigration im Deponiekörper stattfindet. Die gewählte rasterförmige Anordnung der Bio-Puster und Saugglanzen (8 m Abstand zwischen den einzelnen Bio-Pustern und ebenfalls 8 m Abstand zwischen den einzelnen Saugglanzen) ist für die Sanierung der Altlast geeignet. Dennoch ist aber auch ersichtlich, daß sich das Helium keinesfalls gleichmäßig im Versuchsfeld verteilt hat. Man kann daraus auf deutlich unterschiedliche Permeabilitätsverhältnisse im Deponiekörper schließen, was in weiterer Folge bei der Sanierung zu Problemen führen könnte.

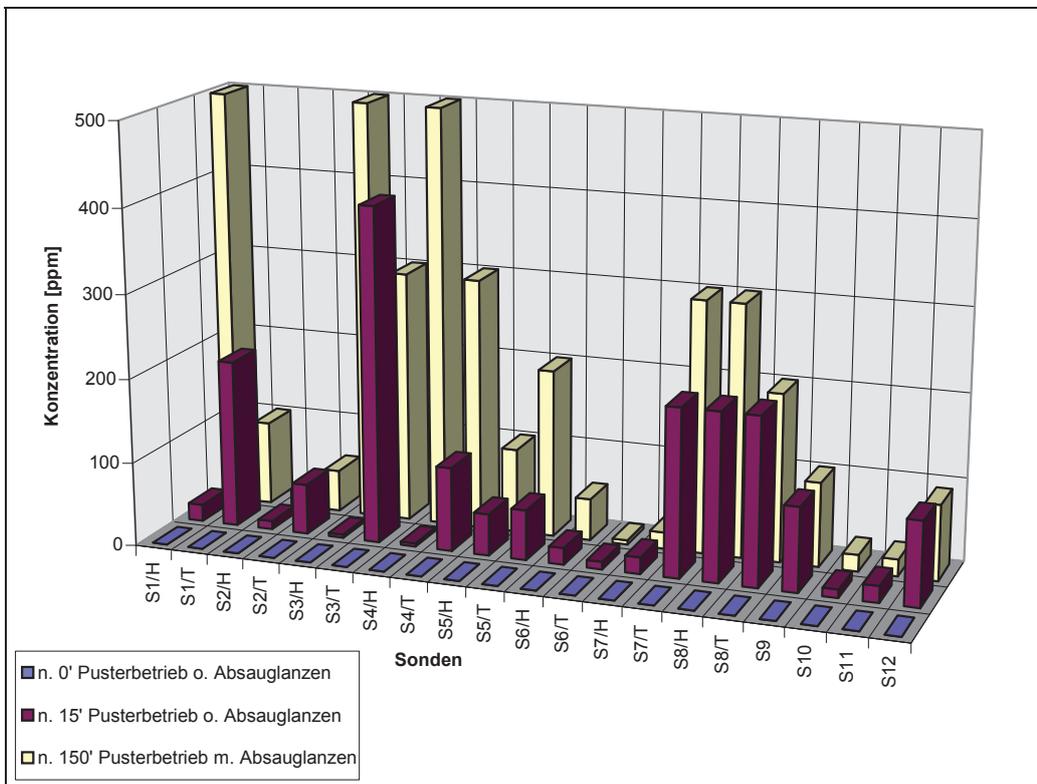


Abbildung 5.11: Helium-Konzentrationen zum Zeitpunkt der Nullmessung, 15 Minuten und 150 Minuten nach der Tracergasinjektion

5.5 Verhalten der Deponiegaskomponenten während des Versuchsbetriebes

In den zwei anschließenden Wochen (vom 11.03.1998 bis zum 24.03.1998) wurde im Rahmen eines Versuchsbetriebes das Verhalten der Deponiegaskomponenten sowie der Temperatur bei Bio-Puster-Regelbetrieb beobachtet. Die technischen Daten des Bio-Pusters bei Regelbetrieb wurden folgenderweise festgelegt:

- Entleerungsdruck im Kessel: 5,3 bar
- Restdruck: 1,8 bar
- Taktzeit: 21 s
- Betriebsmittel: Preßluft
- Abgesaugte Deponiegasmenge / Saugglanze: 35 m³/h

Mit Hilfe eines tragbaren Gasanalysator vom Type „GA94“ wurden dreimal täglich der Methan- (CH₄), der Sauerstoff- (O₂) sowie der Kohlendioxidgehalt (CO₂) an allen 20 Meßsonden gemessen. Die ebenfalls dreimal täglich durchgeführte Temperaturmessung erfolgte mit einem „Testo 452“. Bei allen Messungen wurde das Meßgerät über einen Schlauch mit der oberen Spitze der Meßsonde verschraubt, ein Ventil wurde geöffnet und der Gasstrom konnte analysiert werden. Abbildung 5.12 zeigt diesen Vorgang.



Abbildung 5.12: Bestimmung der Deponiegaskomponenten an den Meßsonden mittels Multigasanalysator

5.5.1 Bildung und Zusammensetzung von Deponiegas

Nach der Anlieferung und der Ablagerung des Abfalls wird dieser der Atmosphäre entzogen, d.h. Licht und Sauerstoff haben keinen Zugang mehr zu dem eingebauten Material. Die Abbauprozesse gehen nach Verzehr des Sauerstoffs vom aeroben in den anaeroben Zustand über. Dabei wird der Abfall zuerst von Bakterienmischpopulationen zu Gärprodukten wie Säuren und Alkoholen metabolisiert (1. Stufe). Die Abbauprodukte werden von einer weiteren Bakteriengruppe, den acitogenen Bakterien, zu Acetat, Kohlendioxid sowie Wasserstoff umgewandelt (2. Stufe). Im nächsten Schritt werden diese Substanzen von Methanbildnern als Substrat verwendet. Die dreistufige Methanbildung wird in Abbildung 5.13 schematisch dargestellt. [Bilitewski; Härdtle; Marek 1994]

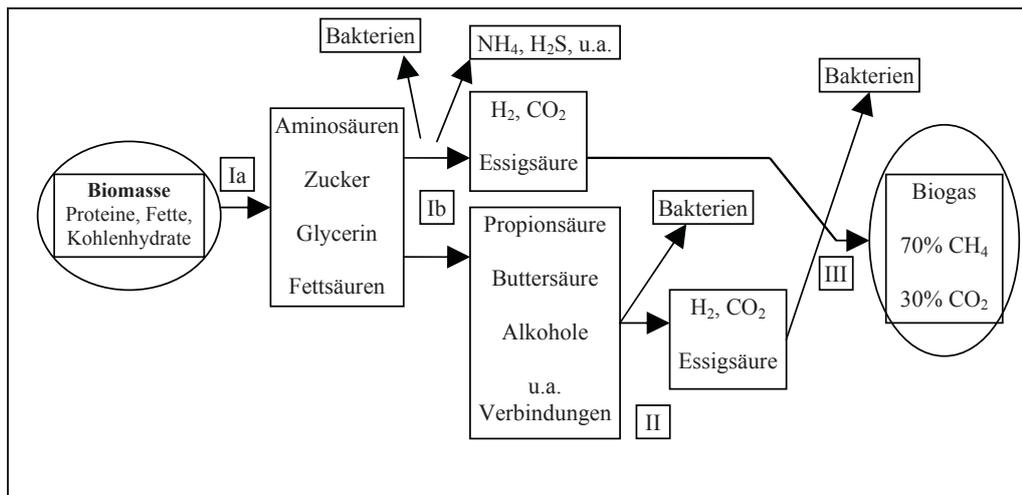


Abbildung 5.13: Schema der Methanbildung von Abfällen durch drei verschiedene Bakteriengruppen [Bilitewski; Härdtle; Marek 1994]

Das Kippen einer Deponie vom aeroben in den anaeroben Zustand spiegelt sich auch in der Entwicklung der Gaszusammensetzung wider (siehe Abbildung 5.14). Der vorhandene Sauerstoff wird nach kurzer Zeit verbraucht. In der Übergangsphase kommt es zu einem kurzzeitigen Auftreten von Wasserstoff. Die hohe CO₂-Konzentration nimmt zugunsten der Methanproduktion ab. Im Stadium der stabilen Methangärung nehmen Methan und Kohlendioxid einen über lange Jahre konstanten Wert an. Das Verhältnis zwischen CH₄ und CO₂ erreicht Werte um 1,2 bis 1,5. Es konnten bei Deponien sogar nach 75 Jahren noch Gasemissionen beobachtet werden. [Bilitewski; Härdtle; Marek 1994]

Neben den besagten Hauptkomponenten sind im Deponiegas noch eine Vielzahl von Spurenbestandteilen enthalten, die aus Stoffwechselprozessen des mikrobiellen Abbaus entstehen (z.B. Schwefelwasserstoff und Ammoniak). In den meisten Fällen sind es aber Abfallinhaltsstoffe, die entsprechend ihrer Dampfdrücke in die Gasphase übergehen. Dies sind vor allem verschiedenste Kohlenwasserstoffe, wie z.B. Toluol, Xylol, Vinylchlorid oder

Tri- bzw. Tetrachlorethan, die insgesamt kaum eine Konzentration von 0,5 Vol-% übersteigen. [Müller; Rettenberger 1996]

Am Fallbeispiel Feldbach wurde im November 1992 das letzte Mal an einem Meßpunkt ein erhöhter Wert an leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen (Tetrachlorethen: 79,5 mg/m³ und Trichlorethen: 50,5 mg/m³) gemessen. Somit spielten Spurenstoffe im Deponiegas der Altdeponie Feldbach nur eine sehr untergeordnete Rolle und wurden deshalb bei der Diskussion des Verhaltens der Deponiegaskomponenten nicht berücksichtigt.

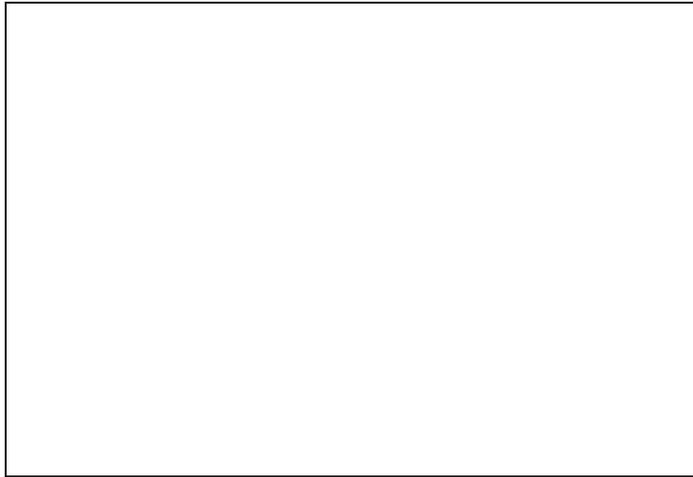


Abbildung 5.14: Zeitlicher Verlauf der Gaszusammensetzung einer Hausmülldeponie [Bilitewski; Härdtle; Marek 1994]

5.5.2 Sauerstoff

Wie schon erwähnt, befand sich die Altdeponie im Stadium der stabilen anaeroben Methangärung, darum waren auch nur sehr geringe Sauerstoffkonzentrationen im Deponiegas zu erwarten. Schon am 19.02.1998, also gleich nach Installierung der 20 Meßsonden, wurde eine Nullmessung (wird in weiter Folge als Nullmessung α bezeichnet) zur Sondierung der Ausgangslage der Deponiegaszusammensetzung durchgeführt. Der Versuchsbetrieb mußte nach einer halben Stunde wieder eingestellt werden, da in einer Tiefe von 4,0 m unter GOK Deponiesickerwasser angetroffen wurde. Erst am 11.03.1998 konnte mit dem regulären Versuchsbetrieb begonnen werden, wobei vor Inbetriebnahme der Bio-Puster-Anlage eine weitere Nullmessung (Nullmessung β) durchgeführt wurde. Der Vergleich der beiden Nullmessungen α und β ergab, daß die Sauerstoffkonzentrationen bis auf geringe Unterschiede korrelierten. Daraus konnte geschlossen werden, daß der halbstündige Versuchsbetrieb vom 19.02.1998 kaum Einfluß auf den Sauerstoffgehalt im Deponiegas hatte. Sowohl Messungen an den seicht liegenden als auch an den tiefer

liegenden Sonden ergaben kaum höhere Sauerstoffkonzentrationen als 2Vol-%.
 Abbildungen 5.15 und 5.16 zeigen flächige Darstellungen der Sauerstoffkonzentrationen vom
 11.03.1998 (09.50 Uhr) in 2,0 bzw. 4,5 m Bodentiefe.

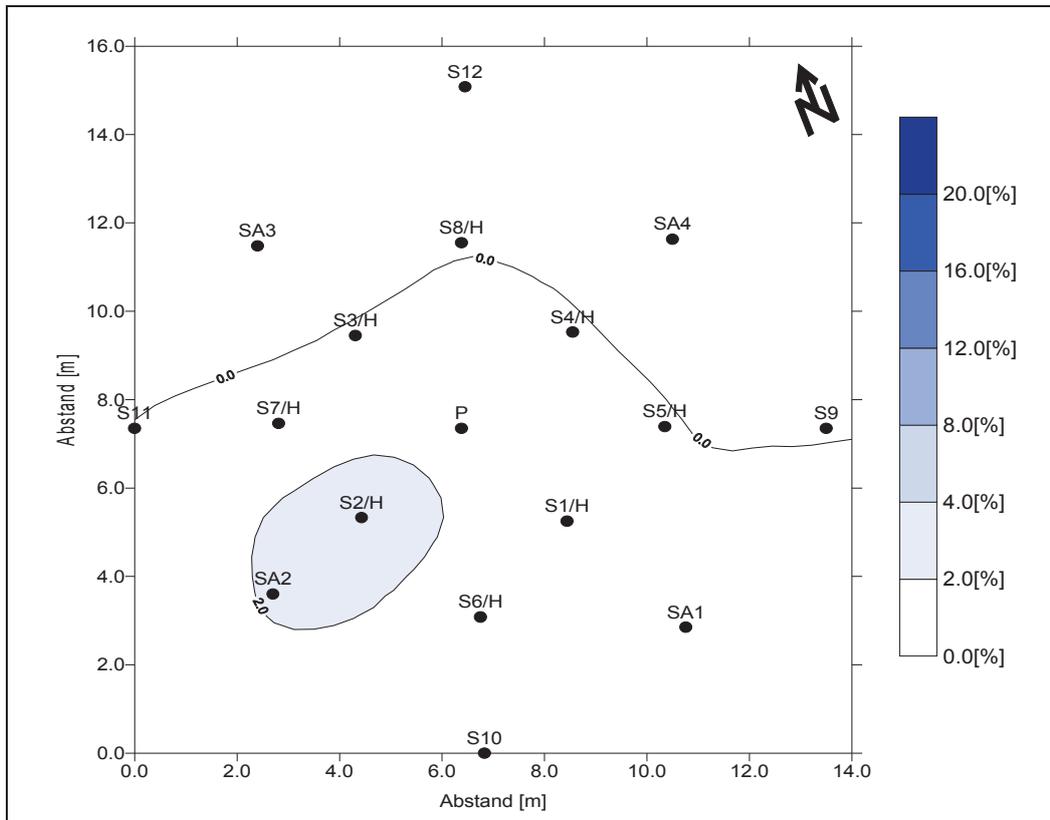


Abbildung 5.15: Flächiger Sauerstoffkonzentrationsverlauf in 2,0 m Bodentiefe am 11.3.1998
 (09.50 Uhr: Nullmessung β) im Versuchsfeld

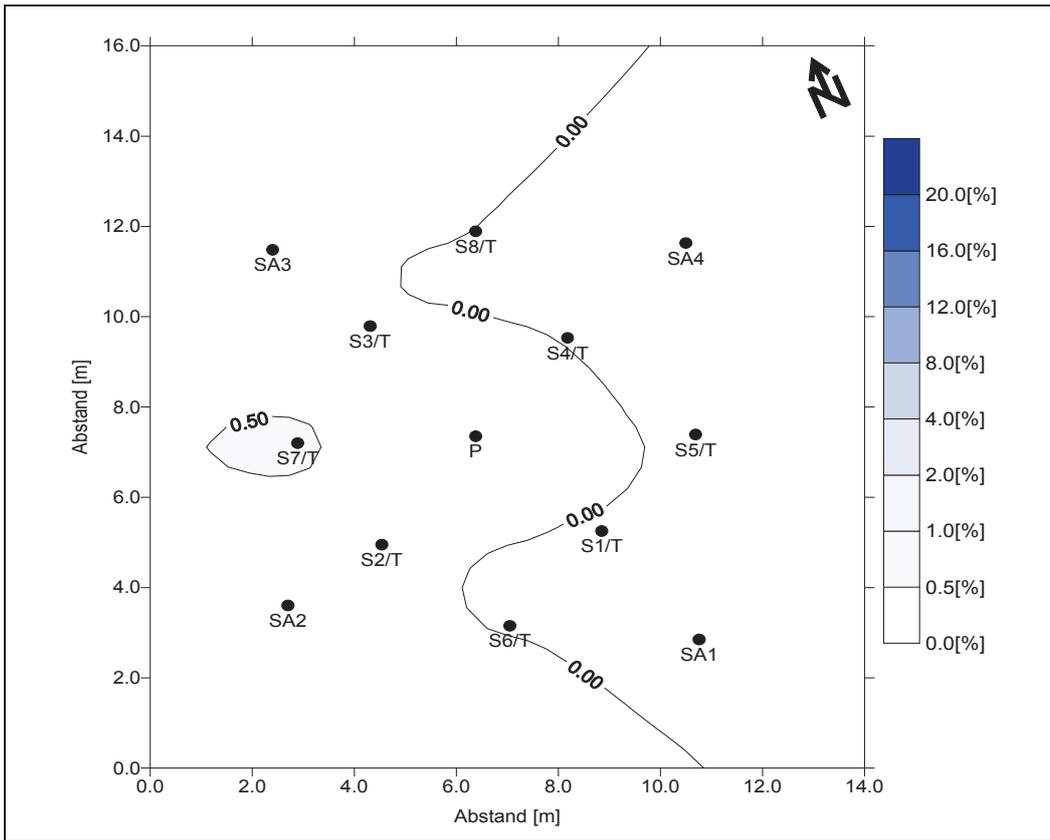


Abbildung 5.16: Flächiger Sauerstoffkonzentrationsverlauf in 4,5 m Bodentiefe am 11.3.1998 (09.50 Uhr: Nullmessung β) im Versuchsfeld

Nach Inbetriebnahme des Bio-Pusters konnte noch am selben Tag bei einer weiteren Messung (16.20 Uhr) ein deutliches Ansteigen der Sauerstoffgehalte festgestellt werden. Vor allem an den seicht liegenden Kontrollsonden in unmittelbarer Nähe des Bio-Pusters (S1-S4) konnte innerhalb weniger Stunden eine konzentrische Sauerstofffront mit einer Konzentration von über 8 Vol-% gemessen werden (siehe Abbildung 5.17). Obwohl die Luftaustrittsöffnungen des Bio-Pusters in einer Tiefe von 5,5 m lagen, ergaben Messungen an den tiefen Kontrollsonden (4,5 m Tiefe) geringere Sauerstoffkonzentrationen (siehe Abbildung 5.18). Nur um die Sonde S6/T bildete sich ein Ring mit Konzentrationen über 8 Vol-%. Allgemein konnten im Süden des Versuchsfeldes höhere Konzentrationen abgelesen werden. Bei der Auswertung ist zu beachten, daß die flächigen Konzentrationsdarstellungen über die Grenzen des Versuchsfeldes hinausgehen. Die eigentlichen Eckpunkte des Versuchsfeldes bilden die vier Absauglanzen (SA1-SA4).

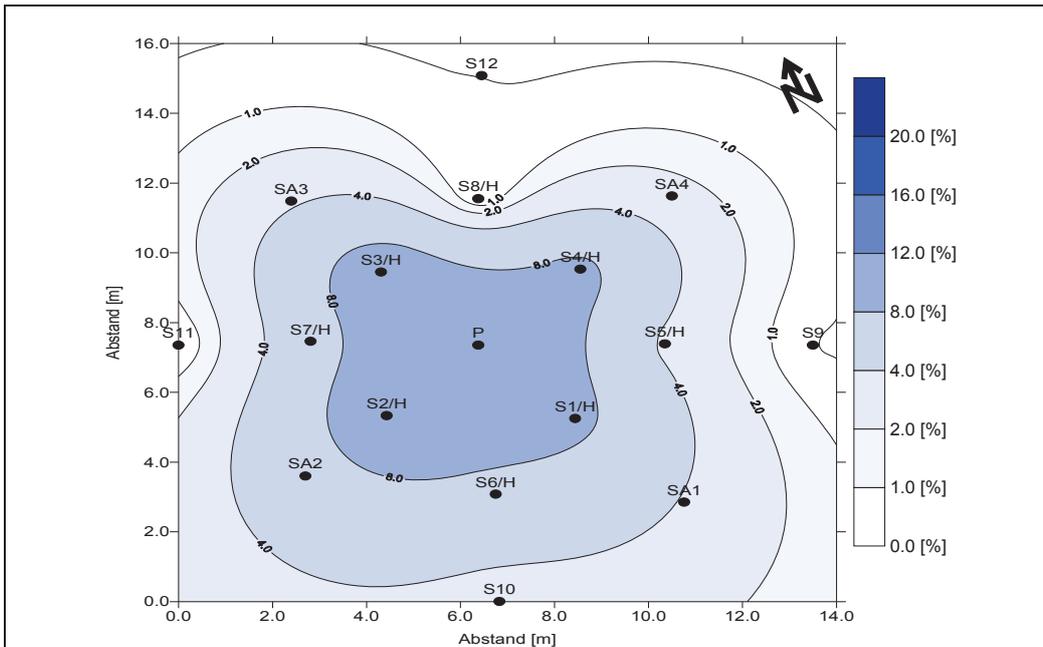


Abbildung 5.17: Flächiger Sauerstoffkonzentrationsverlauf in 2,0 m Bodentiefe am 11.3.1998 (16.20Uhr) im Versuchsfeld, bei Bio-Puster-Betrieb

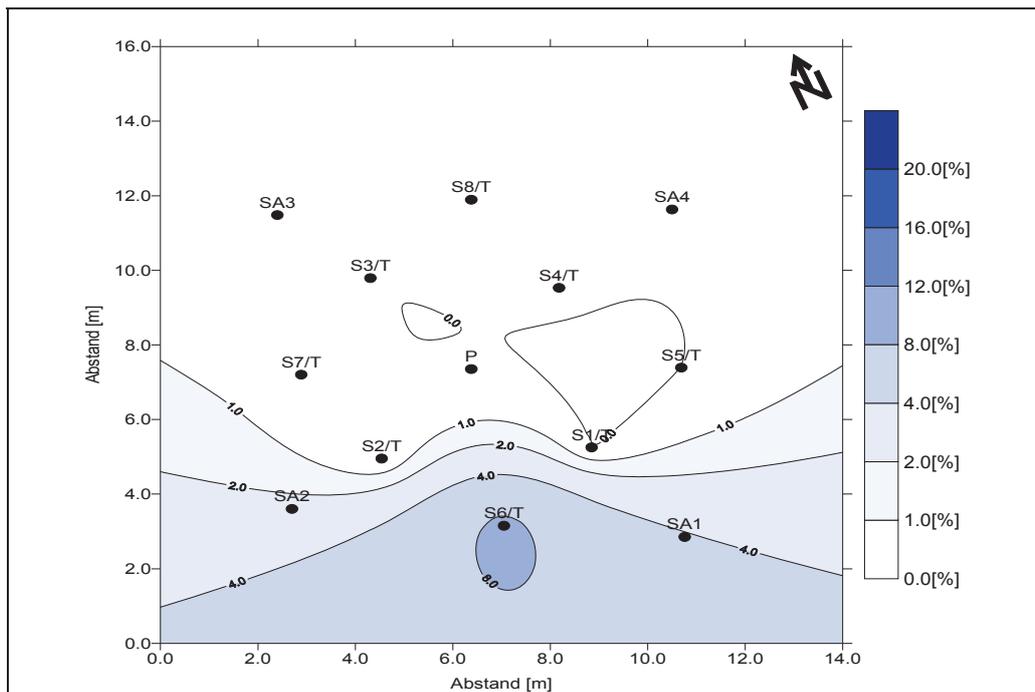


Abbildung 5.18: Flächiger Sauerstoffkonzentrationsverlauf in 4,5 m Bodentiefe am 11.3.1998 (16.20Uhr) im Versuchsfeld, bei Bio-Puster-Betrieb

Bei Messungen nach einem einwöchigen Versuchsbetrieb (17.03.1998 um 16.00 Uhr) konnte in 2,0 m Bodentiefe schon über den gesamten Bereich des Versuchsfeldes eine Mindestsauerstoffkonzentration von 10 Vol-% ermittelt werden. In kleineren Bereichen südlich des Bio-Pusters stellten sich sogar Werte bis 21 Vol-% ein (siehe Abbildung 5.19). Auch in dieser flächigen Darstellung war ein verstärktes Gasmigrationsverhalten des Sauerstoffs im südlichen Teil des Versuchsfeldes zu erkennen. Hingegen konnte an der Kontrollsonde S8/H ein Sauerstoffgehalt von nur knapp über 1 Vol-% festgestellt werden. Somit erhielt man auf einer Distanz von 5 m eine Änderung des Sauerstoffgehalts von 20 Vol-%. Dies ließ auf starke Inhomogenitäten im Untergrund zurückschließen, was sich in weiterer Folge auch in Problemen bei der Sanierung widerspiegelte.

An den in 4,5 m Tiefe liegenden Kontrollsonden konnten außerhalb des Versuchsfeldes (vor allem im Osten) die höchsten Konzentrationen (über 20 Vol-%) gemessen werden. Im Versuchsfeld selbst konnten Sauerstoffdurchschnittswerte von ca. 15 Vol-% nachgewiesen werden. Bemerkenswert sind auch in dieser graphischen Darstellung die starken Inhomogenitäten in der Deponie (siehe Abbildung 5.20).

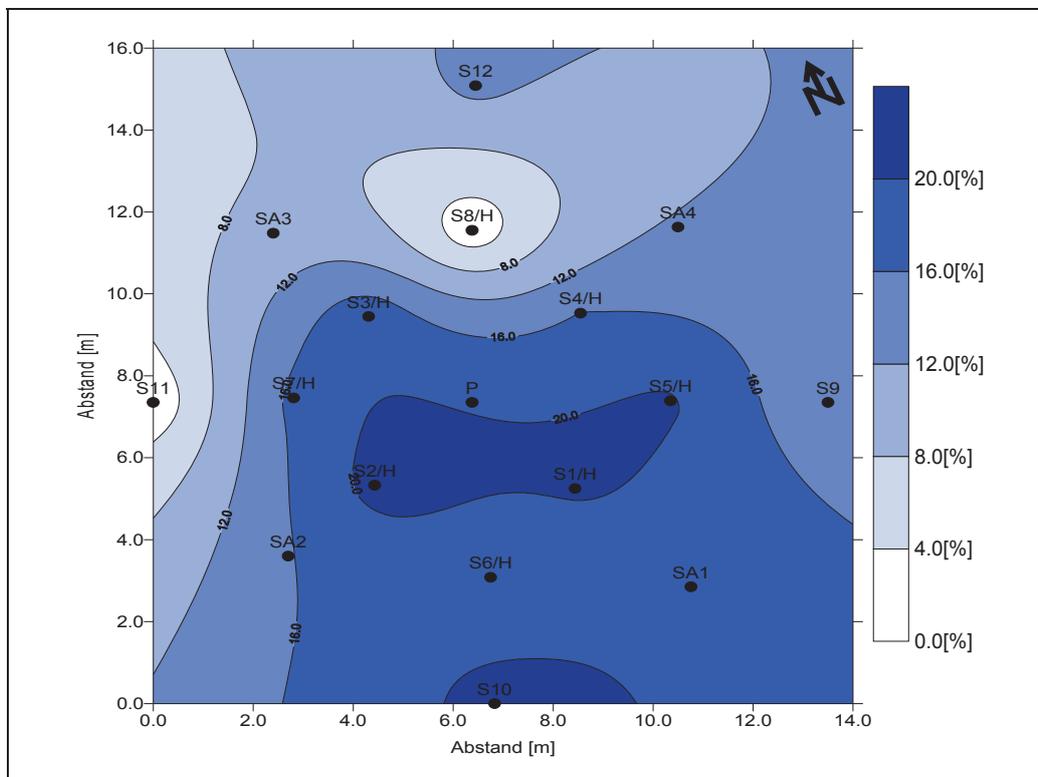


Abbildung 5.19: Flächiger Sauerstoffkonzentrationsverlauf in 2,0 m Bodentiefe am 17.3.1998 (16.00Uhr) im Versuchsfeld, (1 Woche Versuchsbetrieb)

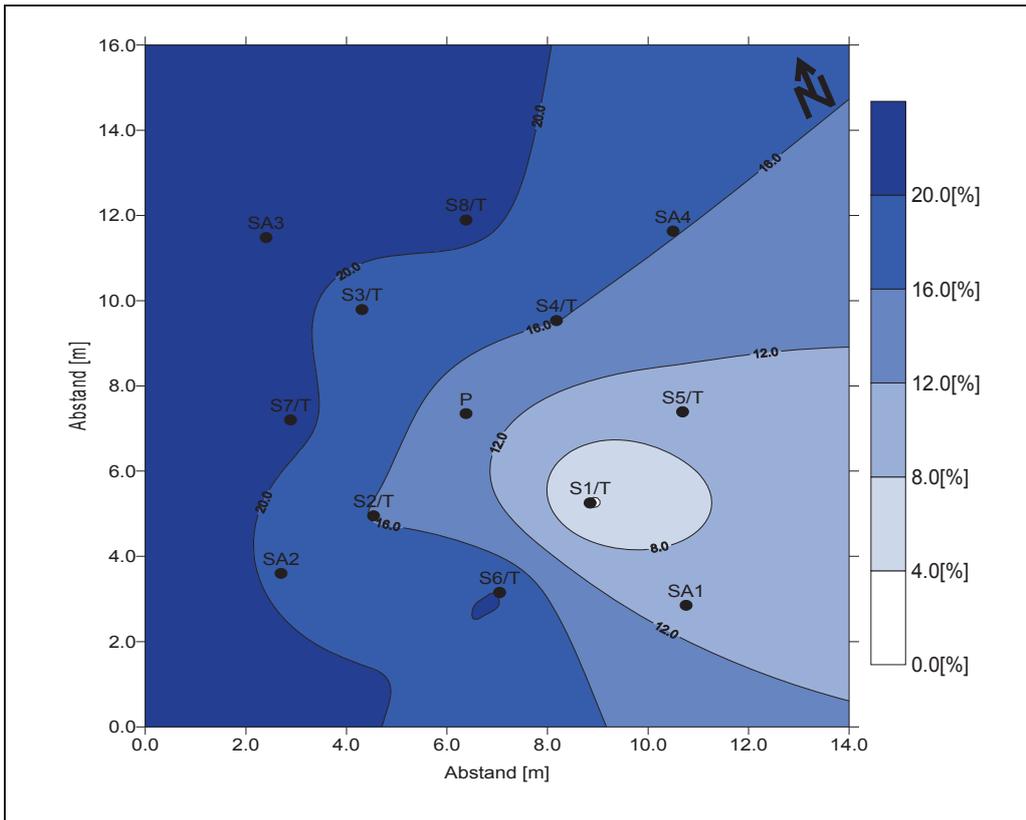


Abbildung 5.20: Flächiger Sauerstoffkonzentrationsverlauf in 4,5 m Bodentiefe am 17.3.1998 (16.00Uhr) im Versuchsfeld, (1 Woche Versuchsbetrieb)

Am Ende des zweiwöchigen Versuchsbetriebes wurde am 24.03.1998 um 16.30 Uhr eine Abschlußmessung an allen 20 Kontrollsonden durchgeführt, wobei folgende Ergebnisse zu beobachten waren:

An den seichten Kontrollsonden korrelierten die Sauerstoffkonzentrationen im Großen und Ganzen mit denen vom 17.03.1998. Allgemein konnte jedoch eine leichte Konzentrationsabnahme bemerkt werden, die möglicherweise auf das Kippen des Deponiemilieus vom anaeroben in den aeroben Zustand zurückzuführen ist. Dabei wurde offenbar ein Teil des Sauerstoffs durch mikrobiologische Abbauprozesse verbraucht. Auch nach einem zweiwöchigen Versuchsbetrieb konnten bei der Sonde S8/H keine höheren Sauerstoffkonzentrationen (weiterhin ca. 1 Vol-%) gemessen werden (siehe Abbildung 5.21). Die Meßergebnisse an den in 4,5 m Tiefe liegenden Sonden zeigten ein relativ homogenes Konzentrationsbild (Sauerstoff auch in Bodenbereichen mit möglicherweise geringerer Permeabilität) mit höheren Sauerstoffgehalten im nördlichen Teil des Versuchsfeldes. Die Messung weist noch keine Konzentrationsrückgänge des Sauerstoffs auf, was darauf schließen läßt, daß sich diese Bodenschicht zu diesem Zeitpunkt weiterhin im Stadium der anaeroben Methangärung befand (siehe Abbildung 5.22).

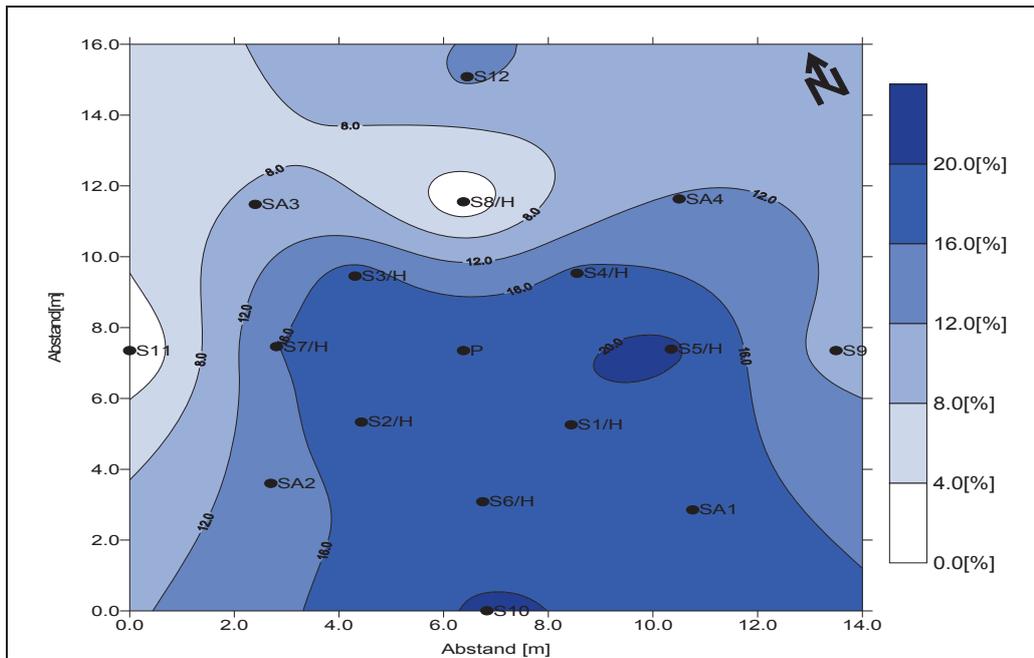


Abbildung 5.21: Flächiger Sauerstoffkonzentrationsverlauf in 2,0 m Bodentiefe am 24.3.1998 (16.30Uhr) im Versuchsfeld, (2 Wochen Versuchsbetrieb)

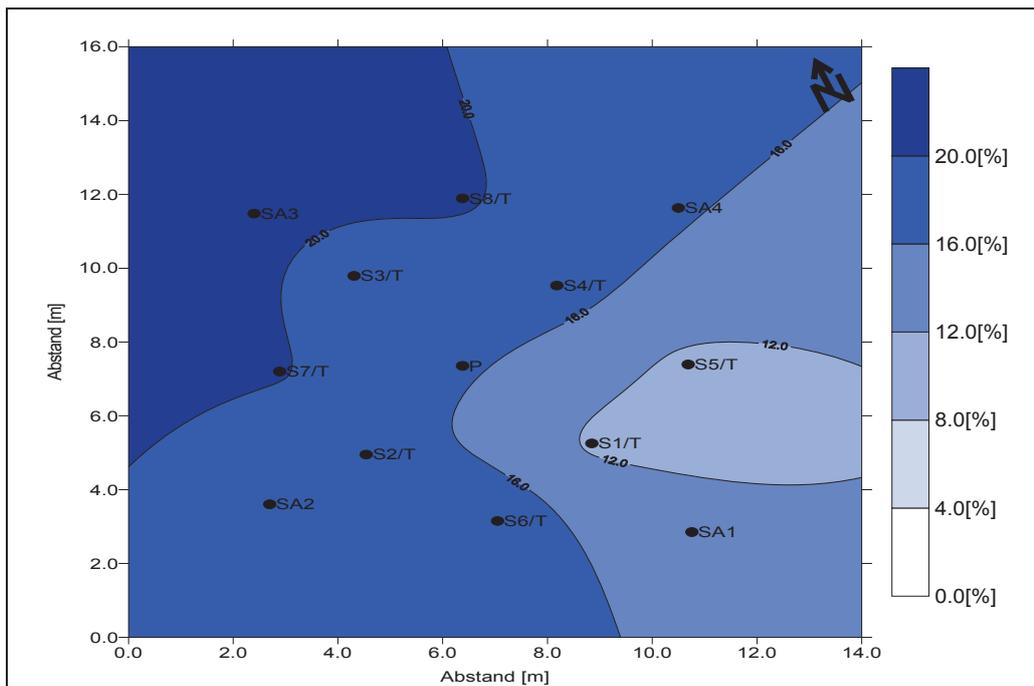


Abbildung 5.22: Flächiger Sauerstoffkonzentrationsverlauf in 4,5 m Bodentiefe am 24.3.1998 (16.30Uhr) im Versuchsfeld, (2 Wochen Versuchsbetrieb)

Um einen zeitlichen Verlauf der Sauerstoffanreicherung im Versuchsfeld in beiden Tiefenniveaus darzustellen, wurden die Kontrollsonden S7/H sowie S2/T ausgewählt, weil sie jeweils für ihr Tiefenniveau beispielhaft waren.

Abbildung 5.23 zeigt den zeitlichen Verlauf der Sauerstoffkonzentration an der Sonde S7/H. In der Graphik stellt der 19.02.1998 den Tag 0 dar, an dem zwei Messungen durchgeführt wurden. Schon ein halbstündiger Versuchsbetrieb verursachte ein sprunghaftes Ansteigen des O₂-Gehaltes auf ca. 5 Vol-%. Danach mußte, wie schon erwähnt, der Probebetrieb für drei Wochen eingestellt werden, was zur Ursache hatte, daß der Gehalt sich wieder auf knapp über 0 Vol-% absenkte. Am 20. Tag (11.03.1998) wurde mit dem Probebetrieb fortgeföhren, wobei wiederum eine rasche Konzentrationsanreicherung (um 11 Vol-% innerhalb von 24 Stunden) gemessen wurde. In den darauffolgenden Tagen pendelte sich der Gehalt auf einen Wert zwischen 16 und 17 Vol-% ein. Wahrscheinlich aufgrund mikrobiologischer Abbauprozesse kam es gegen Ende des Versuchsbetriebes zu einem leichten Absinken der Sauerstoffkonzentration.

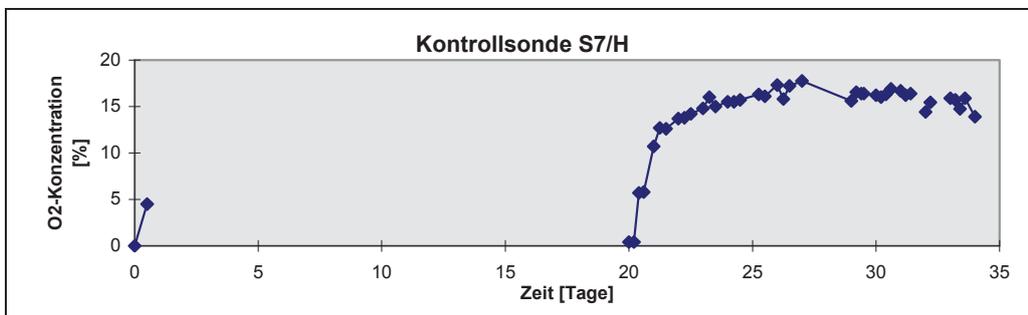


Abbildung 5.23: Zeitlicher Verlauf der Sauerstoffkonzentration an der Kontrollsonde S7/H beim Feldversuch

Als Beispiel für den zeitlichen Verlauf der Sauerstoffkonzentration an den tiefer liegenden Kontrollsonden wurde Sonde S2/T herangezogen (siehe Abbildung 5.24). Auch bei ihr konnte eine rasche Anreicherung des Sauerstoffgehaltes im Rahmen des eigentlichen Versuchsbetriebes (mit dem 20. Tag beginnend) beobachtet werden, wogegen die Steigung der Sauerstoffkonzentrationskurve etwas flacher ausfällt als an den in 2,0 m Tiefe liegenden Sonden. Nach einem einwöchigen Betrieb des Bio-Pusters (ca. der 27. Tag in der Graphik) erreichte der Sauerstoff sein maximales Niveau und hielt dieses auch bis Ende des Versuchsbetriebes. Vermutlich wurde der Sauerstoff in dieser Bodenschicht noch nicht für mikrobiologische Abbauprozesse verbraucht.

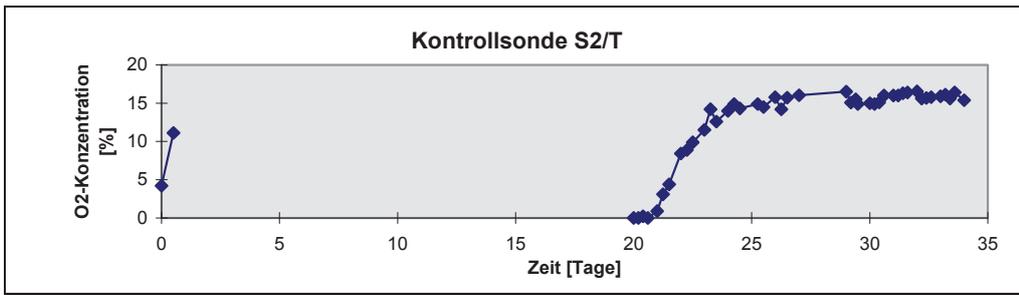


Abbildung 5.24: Zeitlicher Verlauf der Sauerstoffkonzentration an der Kontrollsonde S2/T beim Feldversuch

5.5.3 Methan

Im Rahmen der Nullmessung α vom 19.02.1998 wurden zur Sondierung der Ausgangslage an den 20 Meßsonden auch die Methankonzentrationen bestimmt. Ausgehend davon, daß sich die Deponie in der Endphase der stabilen sauren Methangärung befand, waren Methangehalte von bis zu 40 Vol-% zu erwarten. An den seichten Kontrollsonden konnte ein starkes Konzentrationsgefälle beobachtet werden. Im nördlichen Teil des Testfeldes konnten Methangehalte von bis zu 20 Vol-% festgestellt werden, wogegen der Süden nur mehr Konzentrationen um 1 Vol-% aufwies (siehe Abbildung 5.25).

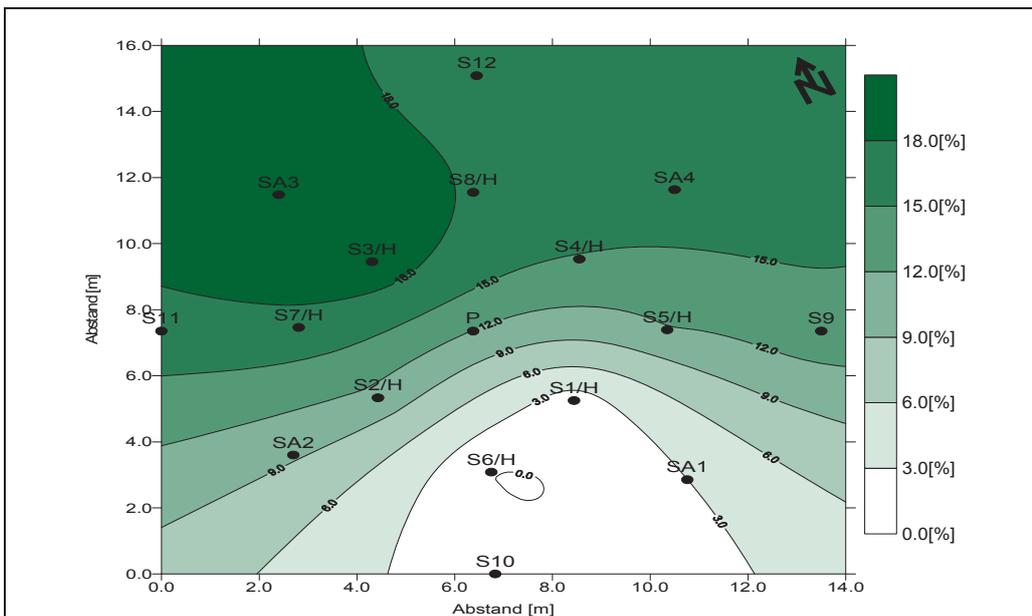


Abbildung 5.25: Flächiger Methankonzentrationsverlauf in 2,0 m Bodentiefe am 19.02.1998 (08.00 Uhr: Nullmessung α) im Versuchsfeld

Ein ähnliches Bild zeigten auch die Messungen an den tiefer liegenden Sonden. Westlich des Bio-Pusters rund um die Kontrollsonde S2/T bildete die Konzentration ein Maximum (31 Vol-%), nahm dann aber gegen Osten hin auf Werte kleiner 5 Vol-% stark ab (siehe Abbildung 5.26).

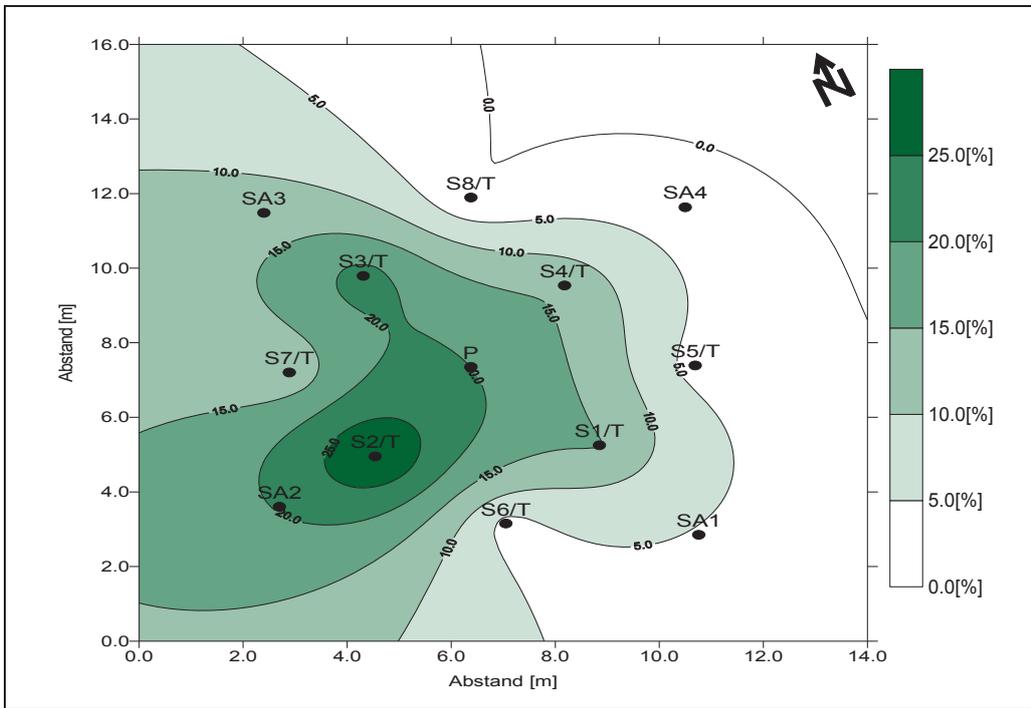


Abbildung 5.26: Flächiger Methankonzentrationsverlauf in 4,5 m Bodentiefe am 19.02.1998 (08.00 Uhr: Nullmessung α) im Versuchsfeld

Die Nullmessung β am 11.03.1998 zeigte in beiden Tiefenniveaus noch starken Einfluß des halbstündigen Probetriebes vom 19.02.1998. So konnte man an den seichten Kontrollsonden noch immer ein nachhaltiges Verdrängen des Methans rund um den Bio-Puster auf Konzentrationswerte kleiner 2Vol-% erkennen (Abbildung 5.27). D.h. trotz der dreiwöchigen Pause kam es zu keiner vollständigen Rückdiffusion und Neubildung von Methan in der oberen Bodenschicht.

An den tiefer liegenden Sonden korrelierten die beiden Nullmessungen α und β etwas besser, wobei dennoch die Methanmaximalkonzentrationen der ersten Nullmessung nicht wieder erreicht wurden (Abbildung 5.28). Wie schon bei der Nullmessung α konnte auch diesmal an der Kontrollsonde S2/T die Höchstkonzentration von knapp unter 20Vol-% abgelesen werden.

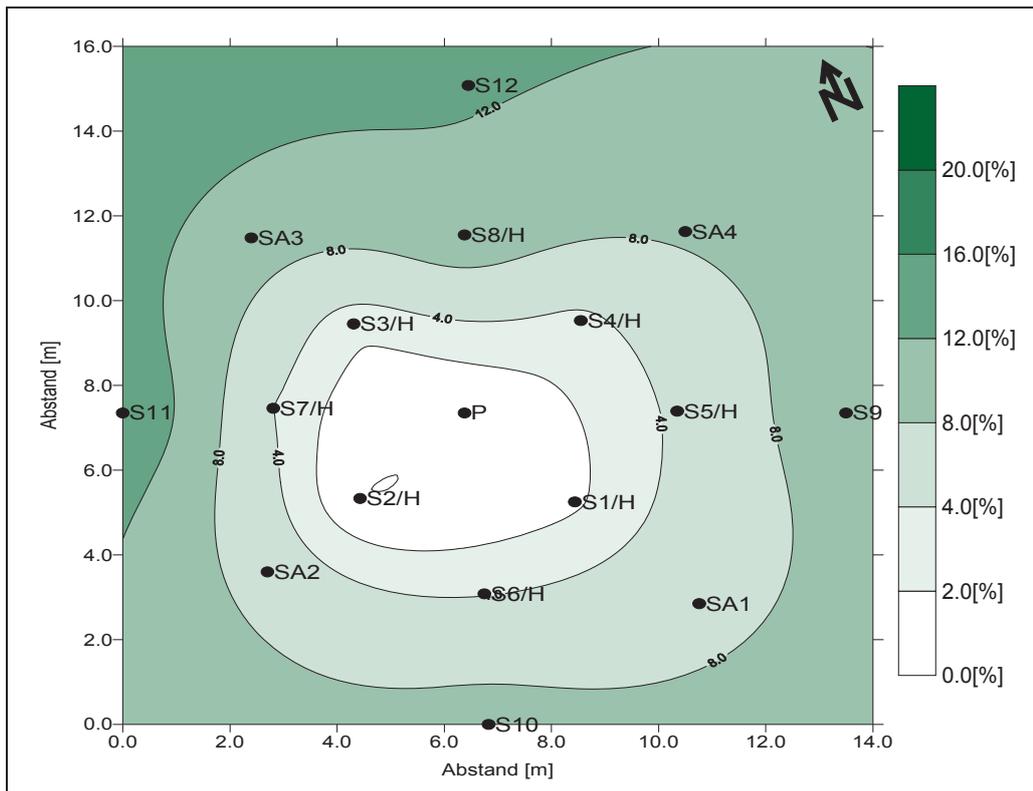


Abbildung 5.27: Flächiger Methankonzentrationsverlauf in 2,0 m Bodentiefe am 11.03.1998 (09.50 Uhr: Nullmessung β) im Versuchsfeld

Durch Inbetriebnahme der Bio-Puster-Anlage am 11.03.1998 sank der Methangehalt sowohl in 2,0 als auch in 4,5 m Bodentiefe rapide ab. Das Methan wurde im Bereich des Versuchsfeldes aus dem Deponiekörper verdrängt, sodaß innerhalb einer Woche keine nennenswerten Konzentrationen mehr aufzufinden waren. Stellvertretend für alle weiter durchgeführten Meßdurchgänge wird in Abbildung 5.29 die Messung vom 17.03.1998 um 16.00 Uhr in 2,0 m Bodentiefe dargestellt. Bei dieser Messung wiesen genau zwei der insgesamt 12 Kontrollsonden (2,0 m Bodentiefe) eine noch nachweisbare Konzentration auf.

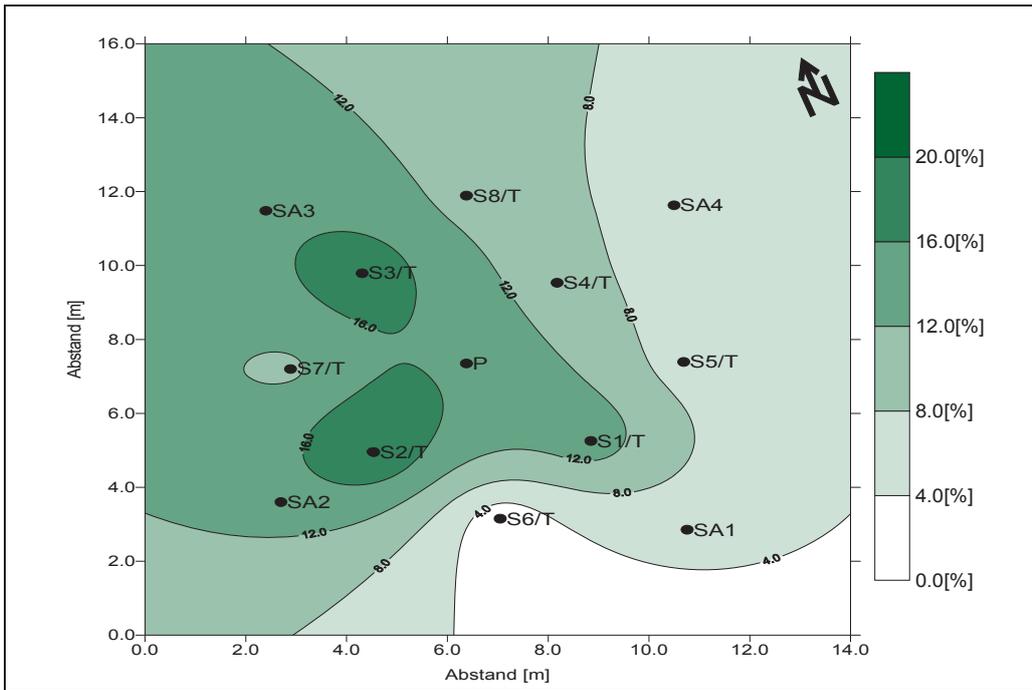


Abbildung 5.28: Flächiger Methankonzentrationsverlauf in 4,5 m Bodentiefe am 11.03.1998 (09.50Uhr: Nullmessung β) im Versuchsfeld

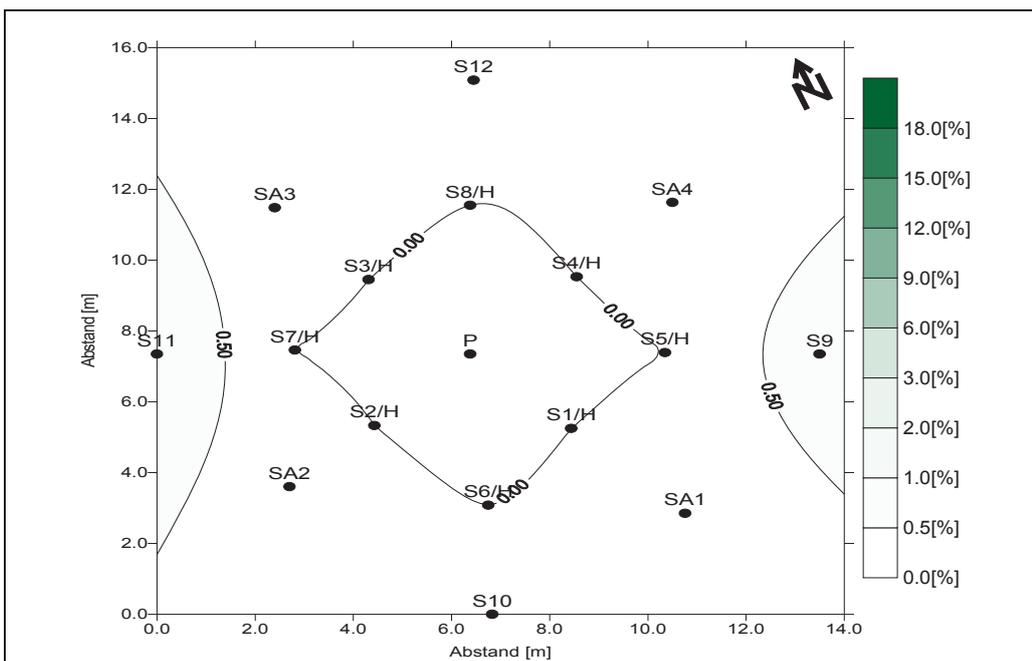


Abbildung 5.29: Flächiger Methankonzentrationsverlauf in 2,0 m Bodentiefe am 17.03.1998 (16.00 Uhr) im Versuchsfeld, (1 Woche Versuchsbetrieb)

Der Überblick über den zeitlichen Verlauf der Deponiegaskomponente Methan erfolgt anhand der Sonden S4/H und S2/T. Abbildung 5.30 zeigt die zeitliche Entwicklung der Methankonzentration an der Kontrollsonde S4/H während des Versuchsbetriebes. Wiederum beginnt der zeitliche Verlauf mit dem 19.02.1998 (Tag 0), an dem der halbstündige Versuchsbetrieb ein Absinken des Methangehalts von 15 auf 0 Vol-% verursachte. Nach der dreiwöchigen Betriebspause kam es nur zu einer teilweisen Rückdiffusion bzw. Neubildung des Methans in 2,0 m Bodentiefe, da aufgrund der verstärkten Wirkung des Bio-Pusters am Tag 0 die oberen Bodenzonen nahezu methanfrei geworden waren. Nach Wiedereinbetriebnahme der Anlage am 11.03.1998 konnten schon nach knapp zweistündigem Versuchsbetrieb keine meßbaren Konzentrationswerte mehr beobachtet werden.

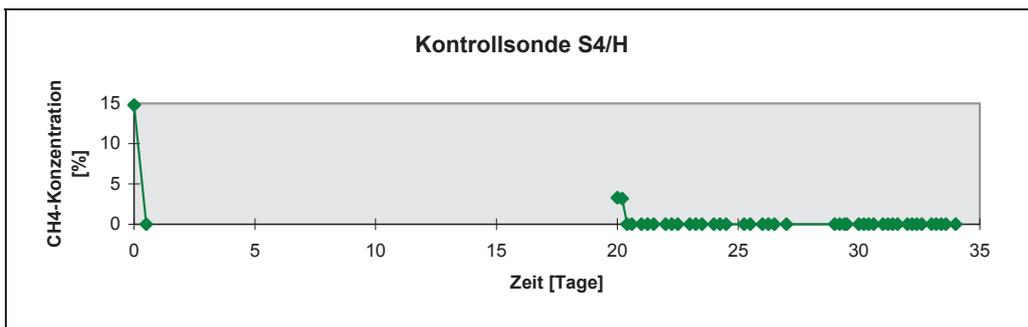


Abbildung 5.30: Zeitlicher Verlauf der Methankonzentration an der Kontrollsonde S4/H beim Feldversuch

Andere Ergebnisse ergaben die Messungen an den tiefer liegenden Kontrollsonden. Zum ersten kam es zu keiner kompletten Verdrängung des Methans am Tag 0. Zweitens konnte während der Betriebspause fast eine vollständige Rückdiffusion des Methans in die tiefer liegenden Bodenzonen beobachtet werden. Weiters beanspruchte die Verdrängung des Methans durch eingebrachte Preßluft wesentlich mehr Zeit als in 2 m Bodentiefe und erreichte erst am 24. Tag den absoluten Nullpunkt. (siehe Abbildung 5.31).

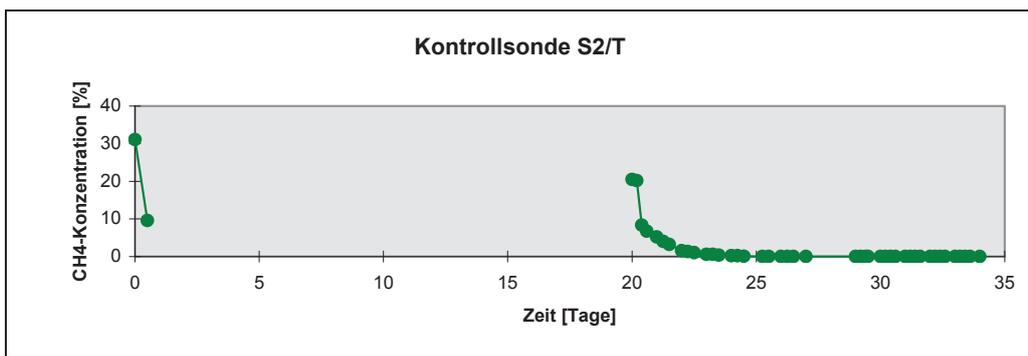


Abbildung 5.31: Zeitlicher Verlauf der Methankonzentration an der Kontrollsonde S2/T beim Feldversuch

5.5.4 Kohlendioxid

Kohlendioxid ist die dritte und letzte Deponiegaskomponente, mit der man sich im Rahmen des Versuchsbetriebes auseinandersetzte. Ähnlich wie bei Sauerstoff unterschieden sich auch beim Kohlendioxid die beiden Nullmessungen α und β nur unwesentlich. Aus diesem Grund wird daher nur auf die Nullmessung α näher eingegangen.

Die Ausgangsgehalte im Bereich der seichten Kontrollsonden erreichten im Norden des Versuchsfeldes Werte knapp unter 15 Vol-% und sanken gegen Süden hin auf ca. 4 Vol-% ab, wobei sich der Bereich um die Sonde S2/H als Kohlendioxidsenke entpuppte (siehe Abbildung 5.32).

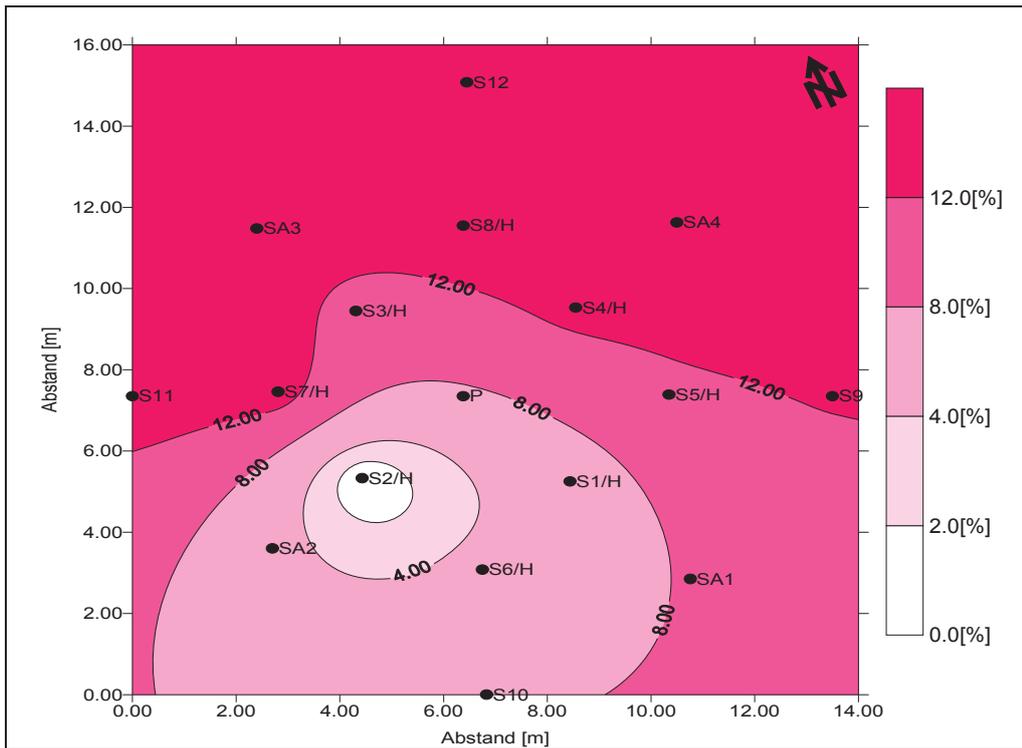


Abbildung 5.32: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf in 2,0 m Bodentiefe am 19.02.1998 (08.00 Uhr: Nullmessung α) im Versuchsfeld

In 4,5 m Bodentiefe konnte wiederum eine West-Ost gerichtete Verteilung (zwischen 7 und 13 Vol-%) gemessen werden, die aber gegenläufig zum Methan von Westen nach Osten zunimmt (Abbildung 5.33).

Allgemein erreichten die Kohlendioxidkonzentrationen nicht jene Werte wie sie in Abbildung 5.14 (Kap. 5.5.1) für Haus- und Gewerbemülldeponien für das Stadium der stabilen anaeroben Gärung prognostiziert wurden. Daraus kann man schließen, daß sich die Deponie schon in der Abklingphase dieses Stadiums befand und nur mehr Deponiegas mit geringeren Kohlendioxid- und Methangehalten produzierte.

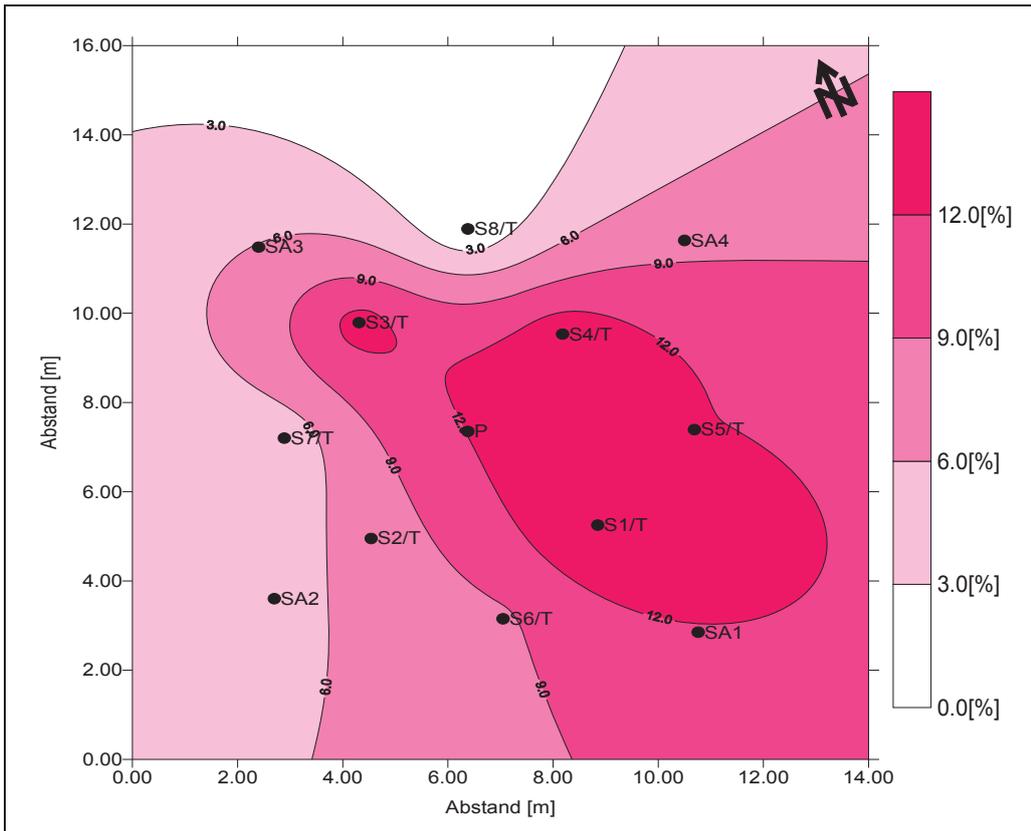


Abbildung 5.33: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf in 4,5 m Bodentiefe am 19.02.1998 (08.00 Uhr: Nullmessung α) im Versuchsfeld

Beim Meßdurchgang am 17.03.1998 nach einer einwöchigen Betriebsphase des Bio-Pusters zeigten sowohl die seicht als auch die tief liegenden Meßsonden ein deutliches Absinken der Kohlendioxidkonzentrationen im gesamten Versuchsfeld an.

An den in 2,0 m liegenden Kontrollsonden blieb das Nord-Süd gerichtete Konzentrationsgefälle mit Werten im Norden von ca. 8 Vol-% und im Süden von ca. 1 Vol-% erhalten (Abbildung 5.34).

Ein ähnliches Bild zeigten auch die Messungen in 4,5 m Bodentiefe (Abbildung 5.35). Wie schon bei der Nullmessung α bildete sich im südöstlichen Teil des Versuchsfeldes eine ansteigende Konzentrationsfront mit einem Maximalwert von 7 Vol-% um die Meßsonde S1/T. Vergleicht man diese Abbildung mit dem flächigen Sauerstoffkonzentrationsverlauf in der selben Bodenregion beim selben Meßdurchgang (Abb. 5.20), so kann man erkennen, daß sich an jener Stelle mit Kohlendioxidmaximalkonzentration eine Sauerstoffsene befand. Offensichtlich finden hier mikrobiologische Abbauprozesse statt, bei denen Sauerstoff verbraucht und Kohlendioxid gebildet wird.

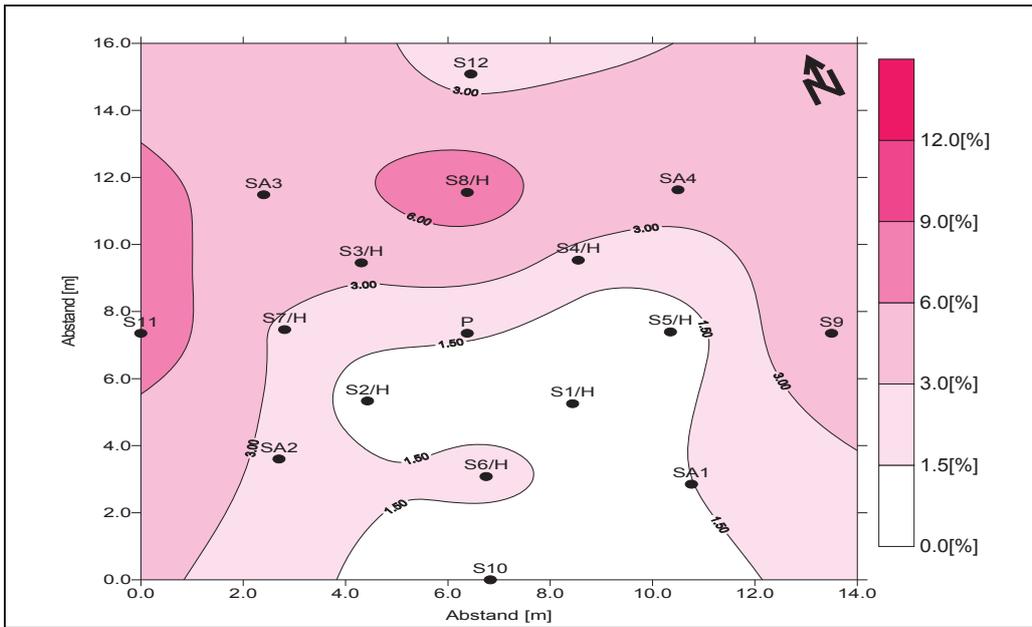


Abbildung 5.34: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf in 2,0 m Bodentiefe am 17.03.1998 (16.00 Uhr) im Versuchsfeld, (1 Woche Versuchsbetrieb)

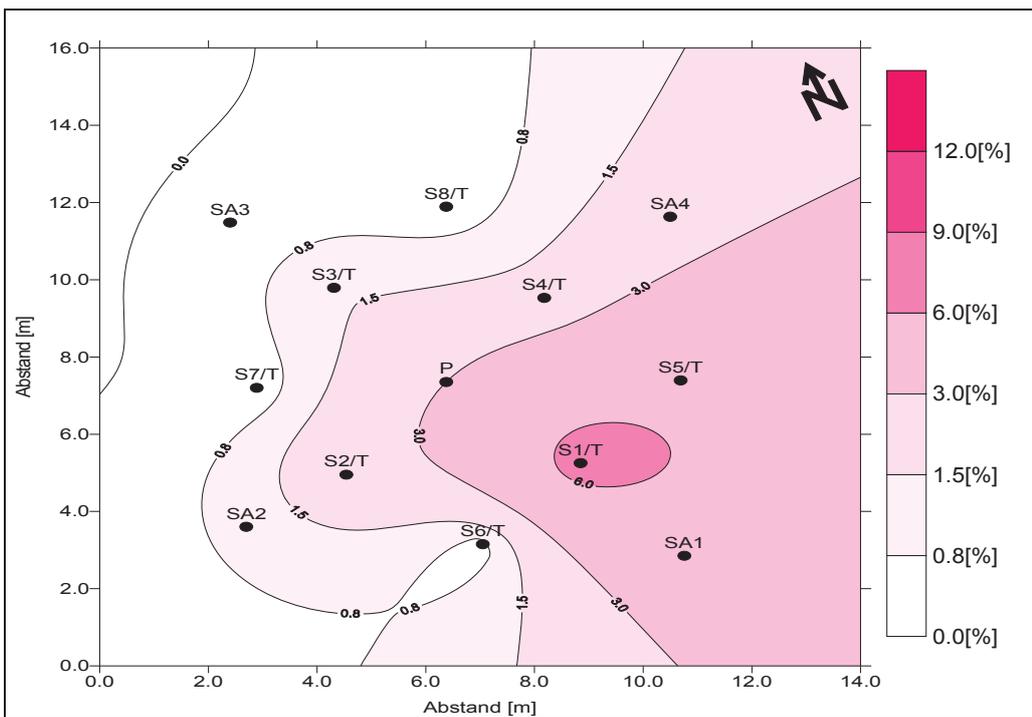


Abbildung 5.35: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf in 4,5 m Bodentiefe am 17.03.1998 (16.00 Uhr) im Versuchsfeld, (1 Woche Versuchsbetrieb)

Am 24.03.1998 wurden im Rahmen des letzten Meßdurchganges auch die Kohlendioxidkonzentrationen an allen 20 Kontrollsonden gemessen. Im Bereich des Versuchsfeldes stabilisierten sich die Gehalte auf Werte zwischen 2 bis 3 Vol-%, die möglicherweise mit der Aktivierung mikrobieller Abbaureaktionen und mit der damit eingehenden Bildung von CO_2 zu erklären sind. Da sich die Meßergebnisse in beiden Tiefenstufen sehr ähneln, werden in Abbildung 5.36 nur jene in 4,5 m Bodentiefe dargestellt.

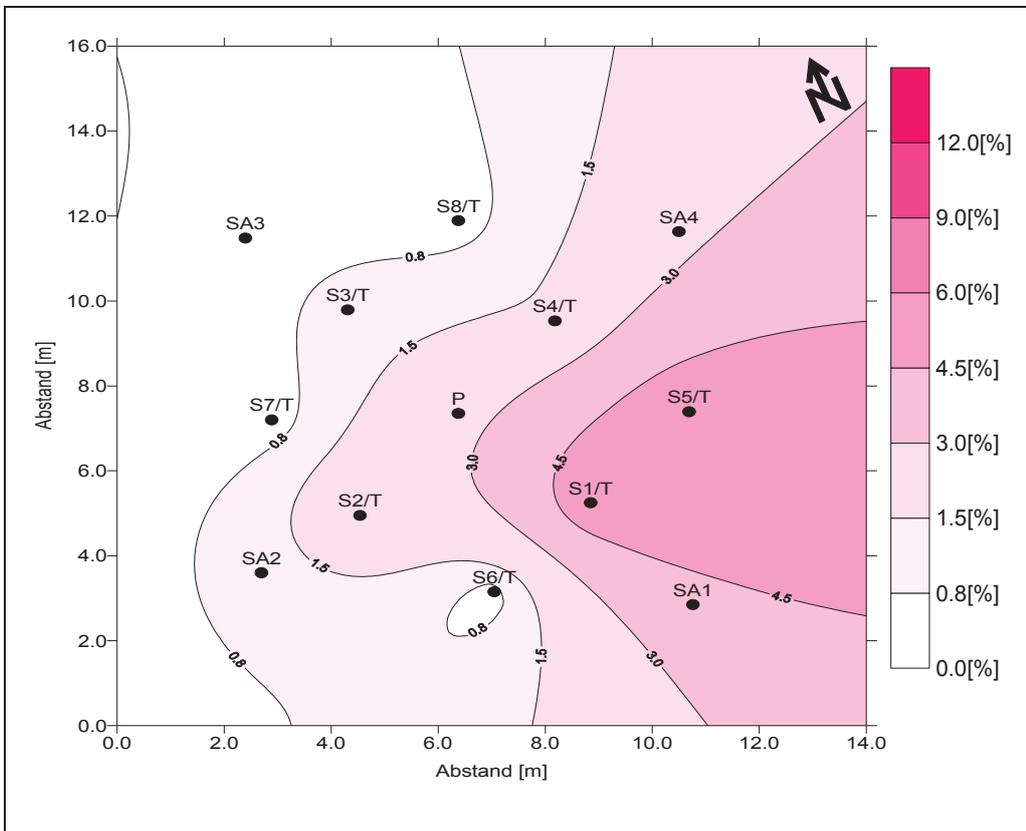


Abbildung 5.36: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf in 4,5 m Bodentiefe am 24.03.1998 (16.30 Uhr) im Versuchsfeld, (2 Wochen Versuchsbetrieb)

Abbildung 5.37 und 5.38 geben einen Überblick über die zeitlichen Konzentrationsverläufe des Kohlendioxids an den seicht und tief liegenden Kontrollsonden. Ähnlich wie beim Sauerstoff korrelierten auch beim Kohlendioxid annähernd die Werte der beiden Nullmessungen α und β . Im Gegensatz zum Methan verliefen die Konzentrationskurven nicht gegen Null, sondern stabilisierten sich nach einigen Tagen auf einen Gehalt zwischen 2 und 3 Vol-%. Wie schon erwähnt liegt die mögliche Ursache für diese Konzentrationsverläufe im Abbau der organischen Substanz in der Altdeponie zu Kohlendioxid und Wasser.

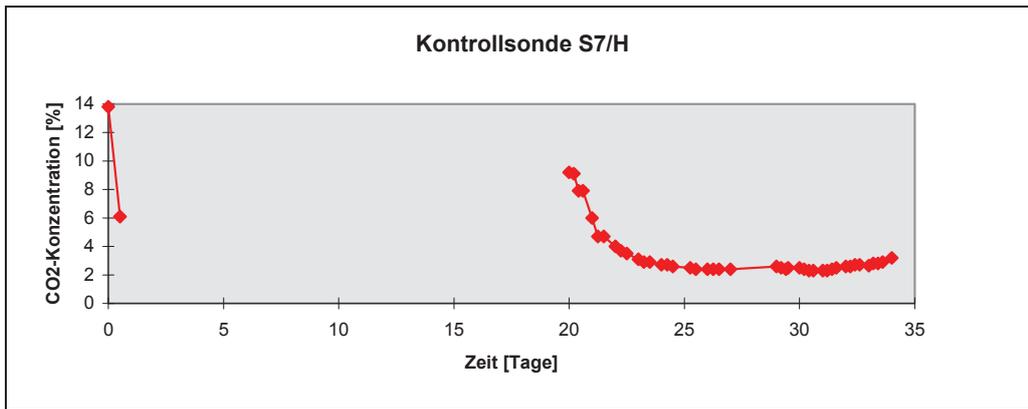


Abbildung 5.37: Zeitlicher Verlauf der Kohlendioxidkonzentration an der Kontrollsonde S7/H beim Feldversuch

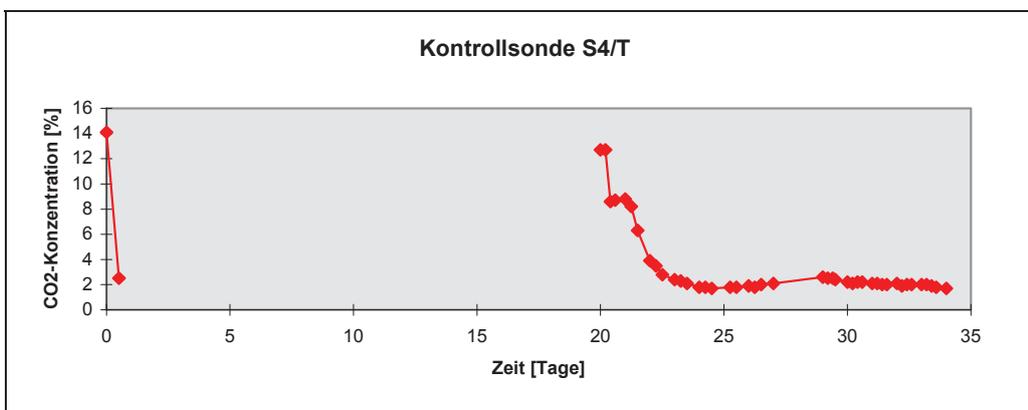


Abbildung 5.38: Zeitlicher Verlauf der Kohlendioxidkonzentration an der Kontrollsonde S4/T beim Feldversuch

5.6 Schlußfolgerungen aus den Arbeiten im Versuchsfeld

Aus den gewonnenen Daten des Feldversuches können somit folgende Schlußfolgerungen für die Sanierung der Altlast gezogen werden:

- Mit Hilfe einer Reichweitenbestimmung mittels eines Helium-Edelgastracers konnte der rasterförmige Aufteilungsplan des Bio-Pusters und der Absauglanzen in der Dimension 8m * 8m bestätigt werden. Kurze Zeit nach Injektion des Tracers (ohne Inbetriebnahme der Absauganlage) wurde Helium an allen 20 Kontrollsonden detektiert. Bei weiteren Meßdurchgängen mit Absaugung kam es vor allem an den seicht liegenden Kontrollsonden zu einem signifikanten Anstieg der Heliumkonzentrationen.

- Die Traceruntersuchungen zeigten auch, daß in der ungesättigten Bodenzone deutlich unterschiedliche Permeabilitätsverhältnisse vorliegen, die in Bezug auf die Sanierung zu Problemen führen könnten.
- Die Nullmessung α vom 19.02.1998 bewies, daß eine sehr inhomogene Methanverteilung mit Konzentrationsspitzen bis zu 31,1 Vol-% vorlagen. Daher wird man bei der Sanierung der Altdeponie sehr oft auf sogenannte „hot-spots“, d.h. Herde mit hohem Anteil biologischen Materials und somit Zonen mit hoher biologischer Aktivität stoßen, die wahrscheinlich etwas längere Sanierungszeiten beanspruchen werden.
- Im Rahmen des 14-tägigen Versuchsbetriebes wurde eine verstärkte, frühzeitige Wirkung des Bio-Pusters in den seicht liegenden Bodenzonen festgestellt. Dies läßt sich unter Umständen dadurch erklären, daß der Bio-Puster bei der Installation lose ins Bohrloch gestellt und an der Oberfläche abgedichtet wurde. Während des Betriebes bei Öffnen des Entlüftungsventils ging die Druckluft den Weg des geringsten Widerstandes und bewegte sich daher eher entlang des Bohrlochs nach oben anstatt in einer kugelförmigen Ausdehnungsfront in alle Richtungen.
- Das Deponiegas Methan konnte an den meisten Kontrollsonden innerhalb weniger Stunden zur Gänze verdrängt und in weiterer Folge nicht mehr detektiert werden.
- Innerhalb von zwei Wochen war es möglich, durch explosionsartiges Einbringen von Luft große Teile der Bodenzonen vom anaeroben in den aeroben Zustand überzuführen.

Die schon in Kapitel 4.1.2 dargestellte Gleichung 4.1 kann als vereinfachte Form der Gesamtreaktion des Rottevorganges im Deponiekörper angesehen werden, denn die Gleichung korreliert auch mit den Meßergebnissen der Deponiegaskomponenten:

1. So konnten bei gleichen Meßdurchgängen in derselben Bodenzone Sauerstoffsenken und Kohlendioxidquellen beobachtet werden.
2. Weiters verliefen die CO_2 -Konzentrationen nicht gegen Null, sondern stabilisierten sich wegen der Aktivierung mikrobiologischer Abbauprozesse auf einem Wert zwischen 2 und 3 Vol-%.

Unter Einbeziehung aller gesammelten Erkenntnisse, bildet das Bio-Puster-Verfahren aufgrund der Versuchsergebnisse eine für die Sanierung geeignete Technologie, wobei auf Grund der Kontaminationsinhomogenitäten im Deponiekörper verlängerte Sanierungszeiten zu erwarten sind.

6 Die Sanierung der Altdeponie mittels des Bio-Puster-Verfahrens

6.1 Das Sanierungsziel

Laut Bescheid der Steiermärkischen Landesregierung vom 2. März 1995 ist das Sanierungsziel bei Erreichen eines Wertes von maximal 1 Volumsprozent der Summe aus Kohlendioxid und Methan im Deponiegas (unterhalb der belebten Bodenzone entnommen), als erreicht anzusehen. Die Überprüfung des Zielwertes soll vier Wochen nach Beendigung der Sanierung an gleichmäßig verteilten Probenahmestellen des ersten Sanierungsabschnittes erfolgen. [Amt der Steiermärkischen Landesregierung 1995]

Bei der Kontrolle des Sanierungszieles muß aber in Betracht gezogen werden, daß Böden einen natürlichen Gehalt an Kohlendioxid besitzen, und somit dieser als eine Art Hintergrundkonzentration von der gemessenen Konzentration abzuziehen ist. Die Klärung der Frage über die Blindwerthöhe erfolgte über zwei Ansätze: Einerseits wurde vom Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik der Montanuniversität Leoben eine Literaturrecherche über das Thema „Natürlicher Kohlendioxidgehalt in Böden“ durchgeführt, andererseits wurden im Rahmen von Bodenluftuntersuchungen die Kohlendioxidkonzentrationen in eineinhalb Meter Tiefe an zehn Meßpunkten im direkten Umfeld der Altdeponie Feldbach gemessen.

6.1.1 Die Literaturstudie

Bei der Suche nach entsprechenden Literaturwerten mußte die Vielfalt der Einflußfaktoren auf den Kohlendioxidgehalt im Boden berücksichtigt werden, wobei speziell die Parameter Bodentyp, Bodennutzung und klimatische Bedingungen betrachtet wurden. Bei der Altlast ST 11 in Feldbach handelt es sich um einen sandigen Lehm Boden, der hauptsächlich von Gras und wenigen Büschen und Bäumen bewachsen ist. Aus der Literatur konnten keine Beispiele entnommen werden, bei denen alle drei Rahmenbedingungen völlig mit der Situation in Feldbach übereinstimmen. Daher wurden zwei Beispiele mit wesentlicher Datenübereinstimmung herangezogen, die außerdem die jahreszeitlichen Schwankungen des CO₂-Gehalts in der Tiefe von 1,5 m dokumentieren. Dies war notwendig, da die Referenzmessung im Umfeld der Altlast am 17.12.1998 in 150 cm Bodentiefe durchgeführt wurde.

Das erste Beispiel dokumentiert den Kohlendioxidgehalt in einem Podsolboden in Schleswig-Holstein (Norddeutschland), wobei für die Auswertung von den vier Nutzungsarten die Nutzung „Lichtung (Grasveg.)“ herangezogen wurde (siehe Abbildung 6.1). Aus der Abbildung ist im Monat Dezember in 1,5 m Tiefe eine Kohlendioxidkonzentration von ca. 0,4 Vol-% zu entnehmen. Nutzungsart sowie klimatische Bedingungen stimmen mit denen in

Feldbach weitgehend überein, während sich der Podsolboden aufgrund seiner hohen Durchlässigkeit sehr stark vom sandigen Lehmboden unterscheidet. Das Kohlendioxid wird sehr schnell an die Atmosphäre abgegeben, wodurch der Vergleichswert von 0,4 Vol-% erheblich zu niedrig angesetzt ist. [Weißbach; Kaltenbrunner 1998]

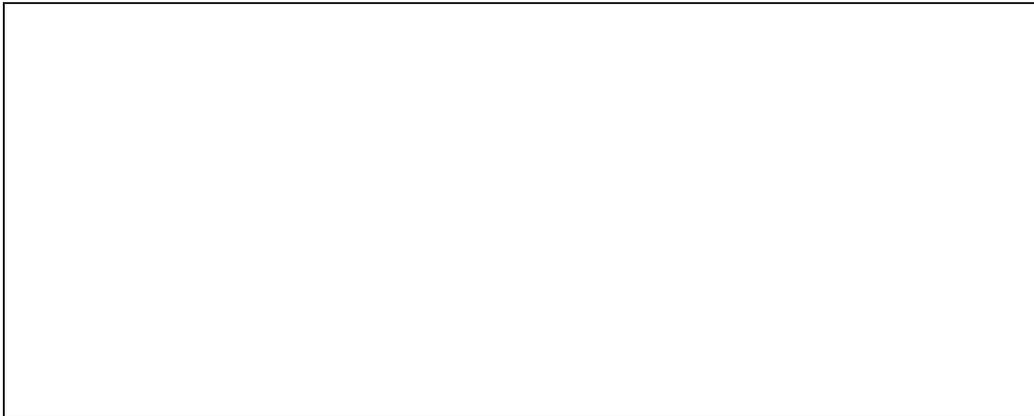


Abbildung 6.1: Jahresgang der Kohlendioxidkonzentration eines Podsolbodens in Norddeutschland [Weißbach; Kaltenbrunner 1998]

Beim zweiten Beispiel handelt es sich um ein mit Apfelbäumen bewachsenes Gebiet in den USA. Dabei werden die jahreszeitlichen Konzentrationsverläufe von Kohlendioxid sowohl in einem schluffigen Ton (—) als auch in einem sandigen Lehm (---) dargestellt (Abbildung 6.2). Für den sandigen Lehm (korreliert mit Bodentyp in Feldbach) ergibt sich im Monat Dezember ein Kohlendioxidgehalt von etwa 3 Vol-%. Aufgrund der ungenauen Ortsangabe der Statistik ist keine Aussage über eine Vergleichbarkeit der klimatischen Bedingungen zu treffen. Die Nutzungsart in Form einer Obstplantage unterscheidet sich aber wesentlich von der auf der Altlast ST 11. Durch die Atmung der Baumwurzeln ergibt sich wahrscheinlich eine höhere Kohlendioxidproduktion als der Grasbewuchs auf der Altdeponie zulässt. [Weißbach; Kaltenbrunner 1998]

Aufgrund der beiden vorgestellten Beispiele wurde vom Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik für die Altlast Feldbach der Wert des natürlichen Kohlendioxidgehalts im Boden auf den Bereich zwischen 0,4 und 3 Vol-% abgeschätzt.

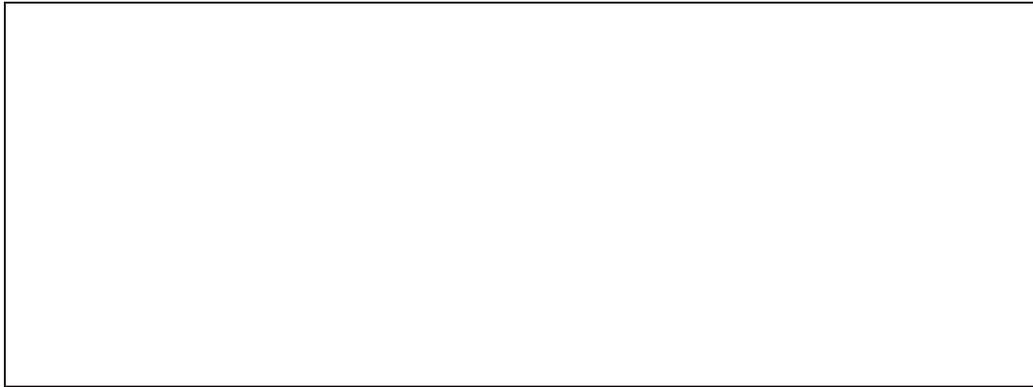


Abbildung 6.2: Jahresgang der Kohlendioxidproduktion eines schluffigen Tons (—) und eines sandigen Lehms (---) in den USA [Weißbach; Kaltenbrunner 1998]

6.1.2 Bodenluftmessungen im Umfeld der Altlast ST 11

Als zweiten Ansatz zur Klärung des natürlichen Kohlendioxidgehalts in unberührten Böden wurde am 17.12.1998 von Mitarbeitern der Fa. Erhart-Schippek, Mascha & Partner Bodenluftuntersuchungen im direkten Umfeld der Deponie durchgeführt. Dabei wurden neun gleichmäßig um die Altlast verteilte Meßpunkte ausgewählt, wobei die genauen Lagen der Punkte der Auswertung zu entnehmen sind. Bei jedem Meßpunkt wurde folgenderweise vorgegangen:

Mit einem Handbohrgerät wurde eine Rammsondierung mit einem Schlitzrohr bis zu einer maximalen Tiefe von ca. 1,8 m durchgeführt (siehe Abbildung 6.3). Nach Entfernen des Bohrgestänges wurde eine Sauglanze mit einer Länge von etwa 1,5 m in das Bohrloch abgeteuft. Zur Vermeidung von Frischluftzutritt wurde die Bohröffnung mittels eines an der Sauglanze fixierten Zylinders abgedichtet (siehe Abbildung 6.4). Nach Inbetriebnahme einer Pumpe (Volumenstrom: 80 l/h) gelangte die Bodenluft in einen GFG-Polytector II „G750“, in dem folgende Komponenten mit folgenden Meßverfahren analysiert wurden:

- CO₂: Infrarot-Meßzelle (IR),
- CH₄: Wärmetönung,
- O₂: Elektrochemische Meßzelle.

Vor der Bodenluftmessung wurde jedesmal 5-10 Minuten das Bohrloch leergesaugt, um die Wirkung des Frischlufteintritts, der während der Installation der Sauglanze nicht zu vermeiden war, zu eliminieren. Nach Abstellen der Pumpe wurden weitere 5 Minuten zugewartet, in denen die Bodenluft in das Bohrloch diffundieren konnte. Nach erneuter Inbetriebnahme der Pumpe wurde der Gasstrom in den Polytector geleitet und dort auf die Komponenten Sauerstoff, Kohlendioxid sowie Methan untersucht. Zur Verifizierung der Meßergebnisse wurden die neun Bodenluftproben gleichzeitig auch von einem Mitarbeiter der Fa. MAPAG im Meßcontainer der Bio-Puster-Anlage überprüft. Zum Transport der

Bodenluftproben wurden sogenannte „Lindebeutel“ aus Polytrifluorethen verwendet, die gegenüber den untersuchten Substanzen weitgehend inert sind. Zuerst wurden die Beutel (V: 2,5 l) mehrmals mit der Meßluft gespült und dann zur Analyse zu zwei Drittel gefüllt. Tabelle 6.1 gibt einen Überblick über die so gewonnen Meßergebnisse sowie über die Lage der Meßpunkte [Erhart-Schippek 1998].

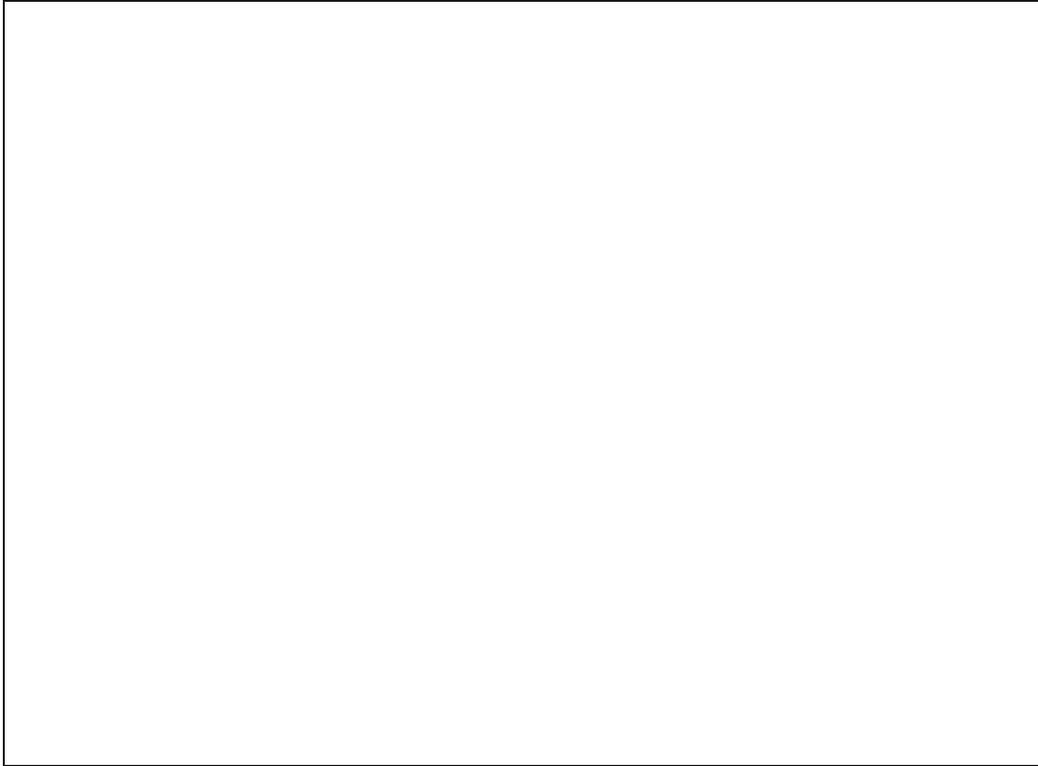


Abbildung 6.3: Bohrlochherstellung mittels Rammsondierung Abbildung 6.4: Sauglanze zur Bodenluftanalyse

Tabelle 6.1: Meßergebnisse der Bodenluftmessung vom 17.12.1998 im Umfeld der Altlast ST 11 [Erhart-Schippek 1998]

| Meß- stelle | Kohlendioxid | | Methan | | Sauerstoff | | Lage der Meß- punkte |
|----------------|---------------------|------------------|---------------------|------------------|---------------------|------------------|---|
| | Schippek [Vol-%] | Mapag [Vol-%] | Schippek [Vol-%] | Mapag [Vol-%] | Schippek [Vol-%] | Mapag [Vol-%] | |
| 1 | 1,5 | 1,5 | 0,0 | | 19,8 | 20,0 | nördlich des nördlichen Altenwohnheims (Grundwassersonde D) |
| 2 | 4,1 | 4,4 | 0,0 | | 17,3 | 17,0 | Marburgerweg (Holzkreuz) |
| 3 | 2,6 | 2,7 | 0,0 | | 16,9 | 17,1 | Grundstück Fr. Lang |
| 4 | 9,7 | 13,7 | 0,0 | | 4,5 | 4,4 | südlich der Reihenhausanlage Alois Gerstl-Weg |
| 5 | 0,9 | 0,8 | 0,0 | | 20,1 | 20,2 | Kinderspielplatz Alois Gerstl-Weg |
| 6 | 0,3 | 0,2 | 0,0 | 0,0 | 20,8 | 20,8 | westlich des Kinderspielplatzes |
| 7 | 5,9 | 7,1 | 0,0-1,0 | 0,5-1,0 | 11,5 | 9,0 | Grundstück Fam. Sifkovitz |
| 8 | 5,9 | 7,0 | 0,0 | | 12,5 | 12,8 | Marburgerweg (Nord) Fa. Zach |
| 9 | 4,4 | 4,7 | 0,0 | | 16,9 | 16,6 | Marburgerweg (Süd) Fa. Zach |

Basierend auf den Meßergebnissen und der Literaturrecherche der Montanuniversität Leoben wurde von der Steiermärkischen Landesregierung folgender Bescheid erlassen: [Amt der Steiermärkischen Landesregierung 1999]

Das Sanierungsziel war dann als erreicht anzusehen, wenn es auch nach Abschluß der Bodenbelüftung zu keiner Methanbildung kommt.

6.2 Installation der verfahrenstechnischen Einrichtungen

Nach Beendigung des Versuchsbetriebes und dem Abbau des dafür notwendigen Instrumentariums am 25.03.1998 wurde umgehend mit der Installation der verfahrenstechnischen Einrichtungen für die eigentliche Sanierung begonnen.

6.2.1 Installation der Bio-Puster und Sauglanzen

Aufgrund der Ergebnisse des Versuchsfeldes konnte die rasterförmige Anordnung (8m * 8m) auch für die Sanierung beibehalten werden. Nach Anfertigung eines Lageplanes, in dem die genaue Anzahl und Aufteilung der Bio-Puster sowie der Absauglanzen festgelegt wurde, begann man mit der Umzäunung des ersten Sanierungsabschnittes. Der genaue Lageplan des ersten Sanierungsabschnittes kann dem Anhang entnommen werden. Daraufhin wurden die Puster und Lanzen auf der Altdeponie vermessen und die Stellen mit Holzpfählen markiert (siehe Abbildung 6.5).

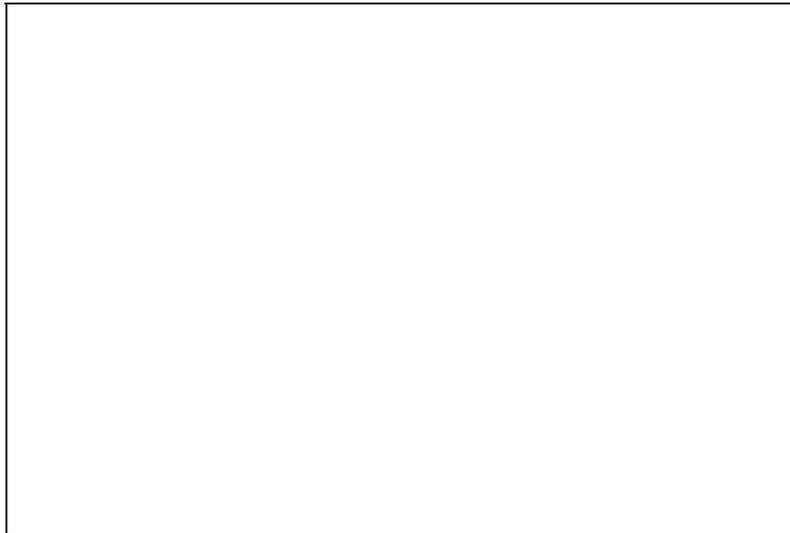


Abbildung 6.5: Der erste Sanierungsabschnitt auf der Altlast ST11 nach Vermessung der Bio-Puster und Absauglanzen

Mittels Schneckenbohrverfahren wurden die Bohrlöcher (d: 220 mm) für die Puster und Absauglanzen hergestellt, wobei die Tiefen bei den Pustern zwischen 4,0 und 5,5 m und bei den Absauglanzen zwischen 4,3 und 7,0 m variierten. Die geringsten Bohrtiefen ergaben sich aufgrund der geringen Deponiemächtigkeit im nördlichen Teil der Altlast. Tabelle 6.2 gibt einen Überblick über die genauen Bohrtiefen für den ersten Sanierungsabschnitt. In der Tabelle ist auch zu erkennen, daß einige Puster und Lanzen aufgrund von baulichen Einrichtungen, wie die schon vorhandene Drainageleitung, ausgespart wurden (z.B. P41, S58).

Die Bauarbeiten wurden gleichzeitig auch zur Beprobung des Deponiekörpers genutzt, und zwar wurden pro Bohrung drei Bodenproben in verschiedenen Tiefen entnommen. Die exakten Teufen jeder einzelnen Probe konnten jedoch wegen der Art des Bohrverfahrens nicht festgestellt werden. Auf die Auswertung dieser umfangreichen Probennahme wird in Kapitel 6.4.1 näher eingegangen.

Tabelle 6.2: Bohrtiefen für die Installation der Bio-Puster (P) und Saugglanzen (S) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast Feldbach

| Puster | Bohrtiefe[m] | Sauger | Bohrtiefe[m] | Puster | Bohrtiefe[m] | Sauger | Bohrtiefe[m] |
|--------|--------------|--------|--------------|--------|--------------|--------|--------------|
| P1 | 5.50 | | | P53 | 4.00 | S53 | 6.50 |
| P2 | 5.50 | S2 | 7.00 | P54 | 4.00 | S54 | 6.50 |
| P3 | 5.50 | S3 | 7.00 | P55 | 4.00 | S55 | 6.50 |
| P4 | 5.50 | S4 | 7.00 | P56 | 4.00 | S56 | 6.50 |
| P5 | 5.50 | S5 | 7.00 | P57 | 4.00 | S57 | 6.50 |
| P6 | 5.50 | S6 | 7.00 | P58 | 5.50 | | |
| P7 | 5.50 | S7 | 7.00 | P59 | 5.50 | S59 | 6.00 |
| P8 | 4.00 | S8 | 7.00 | P60 | 5.50 | S60 | 6.50 |
| P9 | 5.50 | S9 | 7.00 | P61 | 4.00 | S61 | 6.00 |
| P10 | 5.50 | S10 | 7.00 | P62 | 4.00 | S62 | 6.00 |
| P11 | 5.50 | S11 | 7.00 | P63 | 4.00 | S63 | 6.00 |
| P12 | 5.50 | S12 | 7.00 | P64 | 5.50 | S64 | 6.00 |
| P13 | 5.50 | S13 | 7.00 | P65 | 5.50 | S65 | 6.00 |
| P14 | 5.50 | S14 | 7.00 | P66 | 5.50 | S66 | 6.00 |
| P15 | 5.50 | S15 | 7.00 | P67 | 5.50 | S67 | 6.00 |
| P16 | 5.50 | S16 | 7.00 | P68 | 5.50 | S68 | 6.00 |
| P17 | 5.50 | S17 | 7.50 | P69 | 5.50 | S69 | 5.50 |
| P17 | 5.50 | S18 | 7.50 | P70 | 5.50 | S70 | 5.50 |
| P19 | 5.50 | S19 | 7.00 | P71 | 5.50 | S71 | 5.50 |
| P20 | 5.50 | S20 | 7.00 | P72 | 5.50 | S72 | 5.50 |
| P21 | 4.00 | S21 | 6.50 | P73 | 5.50 | S73 | 5.20 |
| P22 | 4.00 | S22 | 6.00 | P74 | 5.50 | S74 | 5.20 |
| P23 | 5.50 | S23 | 5.50 | P75 | 4.00 | S75 | 5.50 |
| P24 | 5.50 | S24 | 5.50 | P76 | 4.00 | | |
| P25 | 5.50 | S25 | 6.50 | P77 | 4.00 | | |
| P26 | 5.50 | S26 | 4.50 | P78 | 4.00 | S78 | 6.00 |
| P27 | 5.50 | S27 | 5.50 | P79 | 4.00 | S79 | 6.00 |
| P28 | 5.50 | S28 | 6.00 | P80 | 4.00 | S80 | 6.00 |
| P29 | 5.50 | S29 | 6.00 | P81 | 4.00 | S81 | 6.00 |
| P30 | 5.50 | S30 | 6.00 | P82 | 4.00 | S82 | 6.00 |
| P31 | 5.50 | S31 | 6.50 | | | S83 | 6.00 |
| P32 | 5.50 | S32 | 6.50 | | | S84 | 6.00 |
| P33 | 5.50 | S33 | 6.50 | | | S85 | 6.00 |
| P34 | 5.50 | S34 | 6.00 | | | S86 | 6.50 |
| P35 | 5.50 | S35 | 6.00 | | | S87 | 6.50 |
| P36 | 5.50 | S36 | 5.50 | | | S88 | 6.00 |
| P37 | 5.50 | S37 | 6.00 | | | S89 | 6.00 |
| P38 | 5.50 | S38 | 6.00 | | | S90 | 5.00 |
| P39 | 5.50 | S39 | 6.00 | | | S91 | 5.00 |
| P40 | 5.50 | S40 | 6.50 | | | S92 | 5.00 |
| | | S41 | 6.00 | | | S93 | 5.00 |
| P42 | 5.50 | S42 | 6.00 | | | S94 | 6.00 |
| P43 | 5.50 | S43 | 6.00 | | | S95 | 5.00 |
| P44 | 5.50 | | | | | S96 | 5.00 |
| P45 | 5.50 | S45 | 6.50 | | | S97 | 5.00 |
| P46 | 5.50 | S46 | 6.50 | | | S98 | 5.00 |
| P47 | 5.50 | S47 | 6.50 | | | S99 | 5.50 |
| P48 | 5.50 | S48 | 6.50 | | | S100 | 5.00 |
| P49 | 5.50 | S49 | 6.50 | | | S101 | 5.00 |
| P50 | 5.50 | S50 | 6.50 | | | S102 | 5.00 |
| P51 | 4.00 | S51 | 6.50 | | | | |
| P52 | 4.00 | S52 | 6.50 | | | S104 | 4.30 |

Nach dem Setzen der Bohrlöcher wurden die Saugglanzen und Bio-Puster lose ins Bohrloch gestellt (siehe Abbildung 6.6). Die Bio-Puster wurden im Bereich der Austrittsöffnung in einen

Schotterkörper eingebettet, über den eine Abdichtung mit einem Compactonit-Granulat eingebracht wurde. Bei den Sauglanzen wurde der Freiraum zwischen Lanze und Bohrlochrand oberhalb der Gummitrennscheibe ebenfalls mit Compactonit verfüllt. Dadurch wurde das Rohr stabilisiert und der Zutritt von Falschluff verhindert. Die Verfestigung der Dichtungsmasse erfolgte durch das Aufquellen des Granulats bei Kontakt mit Wasser. Zur Fertigstellung wurden die Bio-Puster und Sauglanzen oberflächlich mit Bohrgut abgedeckt und auf den Bio-Pustern die zugehörigen Deckel installiert.

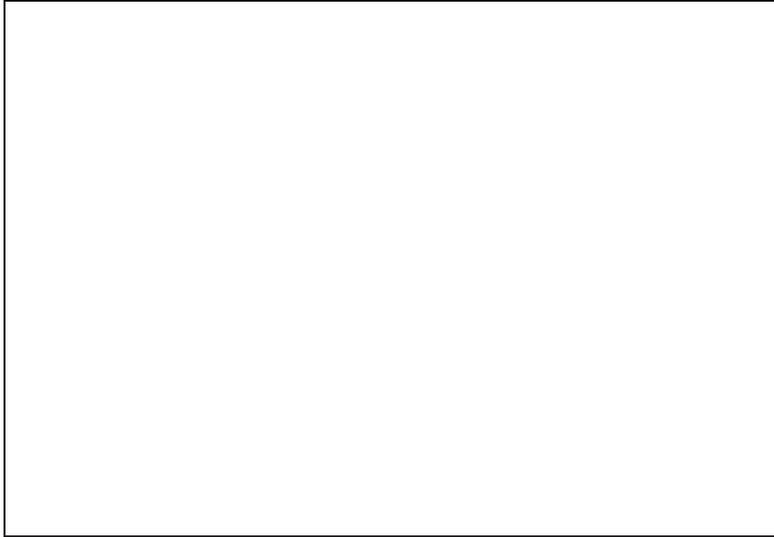


Abbildung 6.6: Lose ins Bohrloch gestellter Bio-Puster

Zur gleichen Zeit wurde mit der Installation des Versorgungsnetzes begonnen. Von der Bio-Puster-Containeranlage wurde eine 6" Drucklufthauptleitung aus Stahl (DN 150 PN 10) verlegt. Da die Containeranlage und die zu sanierende Deponie durch den Marburger Weg getrennt waren, mußte durch bauliche Maßnahmen eine unterirdische Straßenquerung hergestellt werden. Von der Drucklufthauptleitung führten über Schellenkupplungen die Seitenleitungen aus verzinktem Stahl der Dimension DN 2" PN 10 zu den Bio-Pustern. Die Verbindungen zwischen Haupt- und Seitenleitungen bildeten Druckluftschläuche (DN 2" PN 10). Alle Leitungen waren hängend auf Dreibeinen mit Niveauausgleich in Abständen von max. 4 m verlegt. Von den Seitenleitungen führten wiederum Druckluftschläuche der Dimension 1/2" PN10 zu den Bio-Pustern. Innerhalb des Leitungssystems selbst garantierten Muffen für die Verbindung der einzelnen Leitungen.

Von den Sauglanzen führten Saugschläuche (5/4") sowie Drosseln (alle PN10) in die Saugnebenleitungen. Diese bestanden aus PEHD (DN110, PN10) und mündeten über Saugschläuche und Schieber (beide DN110 und PN10) in die Saughauptleitung, die ebenfalls aus PEHD der Dimension DN315 und PN10 gefertigt waren. Die Verbindung innerhalb des Saugleitungssystems gewährleisteten Flansche des Typs 12.D315.10 Agru. Im Gegensatz zum Druckleitungssystem wurden die Saugleitungen am Boden verlegt. Die

Saughauptleitung mündete nach unterirdischer Querung des Marburger Weges in den Saugcontainer.

Laut Gutachten von Hr. Dipl. Ing. Ranner vom 12.06.1998 bestanden alle Rohre und Flansche die Dichtheitsprüfung. Abbildung 6.7 zeigt den ersten Sanierungsabschnitt der Altlast Feldbach nach Fertigstellung des Druckluft- und Absaugsystems.

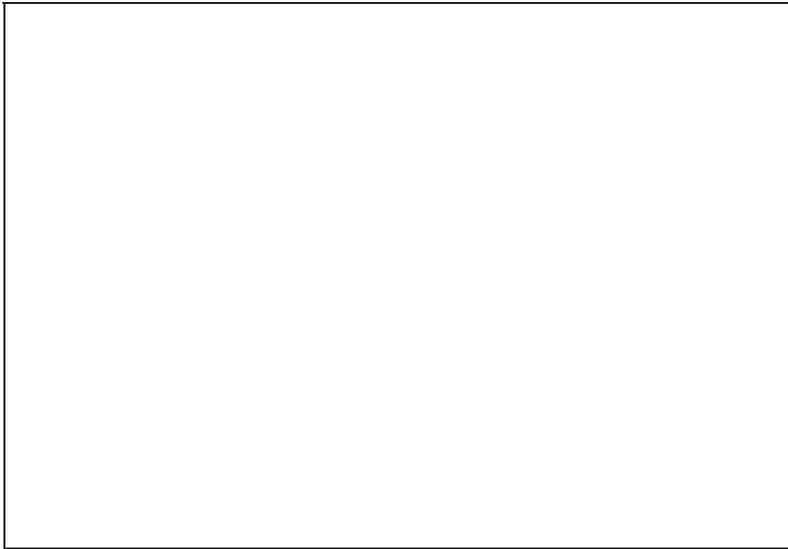


Abbildung 6.7: Druckluft- und Saugleitungsnetz auf der Altlast Feldbach

6.2.2 Installation der Bio-Puster-Containeranlage

Schon während des Versuchsbetriebes begann man, auf dem Gelände der Firma Zach ein Planum für die Errichtung der Bio-Puster-Containeranlage herzustellen. Abbildung 6.8 zeigt das Planum mit installierter Trafostation.

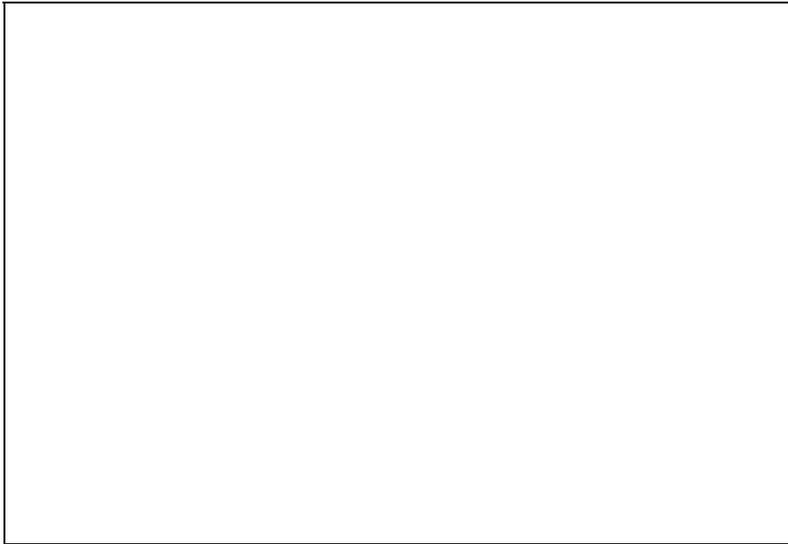


Abbildung 6.8: Bau der Bio-Puster-Containeranlage auf dem Gelände der Fa. Zach

Auf diesem freien Gelände wurde Anfang März 1998 mit der Errichtung der Containeranlage begonnen, die aus folgenden Einzelteilen bestand:

6.2.2.1 Das Druckluftkompartiment

In diesem Container waren zwei Schraubenkompressoren des Typs „Atlas Copco“ (GA 132-7,5 PE sowie GA 1407-5 PE) untergebracht, wobei bei Regelbetrieb nur einer der beiden Kompressoren im Einsatz und der zweite auf stand-by-Betrieb geschaltet war. Über die Hauptdruckluftleitung gelangte die vorgespannte Druckluft in den Windkesselcontainer, in dem folgende Komponenten untergebracht waren:

- Windkessel mit 10 m³ Volumen und einem maximalen Druck von 10 bar
- Nachkühler des Typs NAH-16NC
- Druckminderer des Typs V230 D01 NW65
- Druckminderer des Typs V230 D01 NW125
- Mikrofilter (3 Stück) zur Ölabscheidung.

6.2.2.2 Der Sauerstofftank und die Verdampferanlage

Um eine Sauerstoffanreicherung der Druckluft zu gewährleisten, war die Installation eines Sauerstofftanks mit 2 nachgeschalteten Rippenrohrverdampfer vonnöten. Der flüssige Sauerstoff wurde im Sommer mittels einem und im Winter mittels zwei Verdampfern in den gasförmigen Zustand übergeführt. Der Sauerstofftank und die Verdampferanlage waren von der Fa. AGA angemietet und mußten ca. alle 4-5 Tage neu befüllt werden.

6.2.2.3 Der Sauerstoff-Luft-Mischcontainer

Dieser ebenfalls von der Fa. AGA bereitgestellte Container in Stahlblechausführung war nach ISO 149/1 mit Innenisolierung, Zwangsbelüftung sowie einer Heizung versehen. Die Funktionsweise der Mischanlage beruhte auf zwei Regelstrecken: Eine für die Druckluft mit einem maximalen Durchsatz von 1100 Nm³/h sowie eine für den Sauerstoff für maximal 165 Nm³/h, wobei die Steuerung elektronisch erfolgte. Im Falle einer Störung war eine vollkommene Abschaltung der Sauerstoffzufuhr vorgesehen. Von diesem Sauerstoff-Luft-Mischcontainer führte die Druckluftpauptleitung ins Sanierungsfeld.

6.2.2.4 Der Saugcontainer

Der Saugcontainer beinhaltete zwei Vakuum-Wasserringpumpen der Typen Alpha 20 und Alpha 40, von denen sich wiederum eine im stand-by-Betrieb befand. Mittels eines Frequenzwandlers zur Leistungsregelung konnte saugseitig ein Unterdruck zwischen 200 und 500 mbar erzeugt werden. Da zu erwarten war, daß das Deponiegas große Mengen an Wasser aus dem Wasserring mitriß, war der Pumpe ein Wasserabscheider nachgeschaltet.

Die ganze Anlage war so konzipiert, daß Methanexplosionen mit maximalen Spitzen bis zu 8,1 bar zu keiner Beschädigung der Maschinen und zu keiner Gefährdung des bedienenden Personals führen konnten.

Für die Aggregate des Saugcontainers können folgende elektrische Daten angegeben werden:

- Vakuumringpumpe VS A-20: Drehstrommotor 55 kW, 500-880 U/min
- Vakuumringpumpe VS A-40: Drehstrommotor 75 kW, 500-880 U/min
- Betriebswasserumwälzpumpe: E-Motor 1,1 kW, 380V/ 50Hz, 380 - 1450 U/min
- Umwälzpumpe Sprühwasserkühler: Grindex - Tauchpumpe N.L. Major H.
E-Motor 4,0 kW, 380V/ 50Hz, IP 68
- Ventilatorantrieb Sprühkühler: Drehstromkurzschlußläufermotor 11kW
1450 U/min, Bauform B5, IP54
- Zuluft-Gebläseantrieb: E-Motor 2,2 kW, 380V / 50Hz, 2820 U/min, IP54
- Gaskühlerpumpe: (nicht in Betrieb) 0,4 kW, 2800 U/min
- Wasserpumpe Gaskühler: (nicht in Betrieb) 3,0 kW, 2800 U/min.

6.2.2.5 Sanitär-, Werkstatt- und Bürocontainer

Die Sanitär-, Werkstatt- und Bürocontainer waren jeweils in einem 20-Fuß Stahlcontainer untergebracht, die in unmittelbarer Nähe der Saug- und Druckluftcontainer angeordnet waren. Im Bürocontainer befand sich das Betriebspult, mit dem die Anlage geregelt und

überwacht wurde. Der Werkstattcontainer (nach ISO 1496/1) beinhaltete Geräte zur Wartung und Reparatur der Anlage.

6.2.2.6 Der Biofilter

Nach der Vakuumpumpe wurde der Deponiegasstrom in vier Einzelströme gesplittet und den vier Biofiltern in Containerbauweise zugeführt. Für jeden der vier Biofilter galten folgende technische Daten:

- Abmessung: 6,15 m Länge, 1,4 m Höhe und 2,35 m Breite
- Temperaturtoleranz: Maximal 50°C (daher kein Gaskühler notwendig)
- Feuchteuntergrenze: 95%
- Maximaler Durchsatz: 4.700 m³/h
- Biofilterfläche: 58 m²
- Biofiltervolumen: 35 m³
- Biofilterinhaltsstoffe: Traubenkerne, poröses Urgestein
- Hersteller: Fa. Pro Umwelt (Graz)
- Standzeit: Mindestens 6 Monate

Für den Fall, daß auch Schadgase, die nicht vom Biofilter abgebaut werden können (z.B. CKW), im abgesaugten Deponiegas vorhanden gewesen wären, wäre die Errichtung eines Aktivkohlefilters erforderlich gewesen. Dies stellte sich aber als nicht notwendig heraus. Gleich neben dem Biofilter befand sich eine Meßstation, mit der die Biofilteremissionen überwacht wurden. Auf die begleitenden Messungen wird näher in Kapitel 6.3 eingegangen. Die Abbildung 6.9 zeigt die Bio-Puster-Containeranlage zu Beginn der Sanierung. Links im Vordergrund ist der Biofilter sowie links daneben der Meßcontainer zu erkennen. Die Abluft des Biofilters wird über einen hohen Kamin an die Atmosphäre abgegeben, dessen oberes Ende aufgrund eines Bescheids baulich höher sein mußte als die umliegenden Wohnhäuser. In der Mitte der Abbildung befinden sich die Saugcontainer und Kompressoren, die in einer aus Holz gefertigten Lärmschutzeinhausung untergebracht waren. Rechts dieser Behausung sind hintereinander die Trafostation, der Windkessel, Büro- sowie Werkstatt- und Sanitärcontainer zu sehen. Die ganzen Installationsarbeiten konnten mit 01.05.1998 abgeschlossen werden, so daß mit dem regulären Sanierungsbetrieb am Montag dem 04.05.1998 begonnen werden konnte.

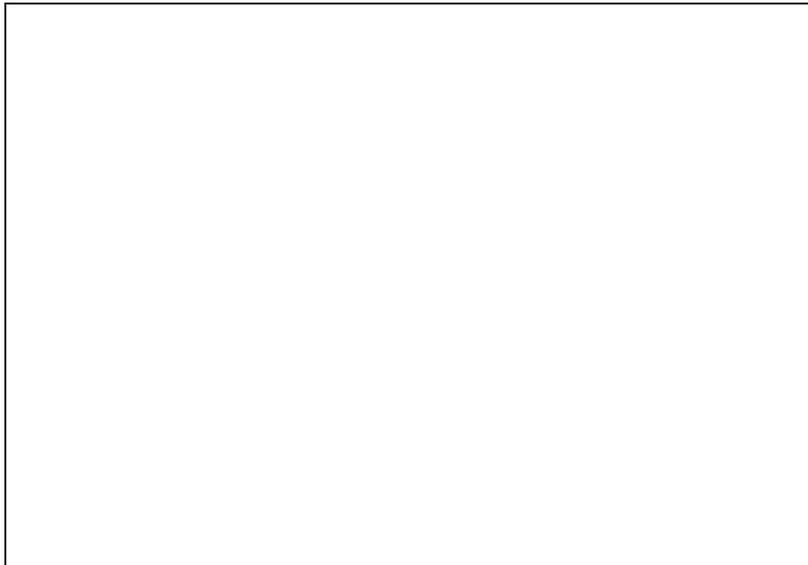


Abbildung 6.9: Die Bio-Puster-Containeranlage auf dem Gelände der Fa. Zach, Feldbach

In Abbildung 6.10 wird ein schematischer Überblick über die Anlage sowie über Stoffströme und Temperaturverhältnisse am Beispiel des 18.09.1998 dargestellt.

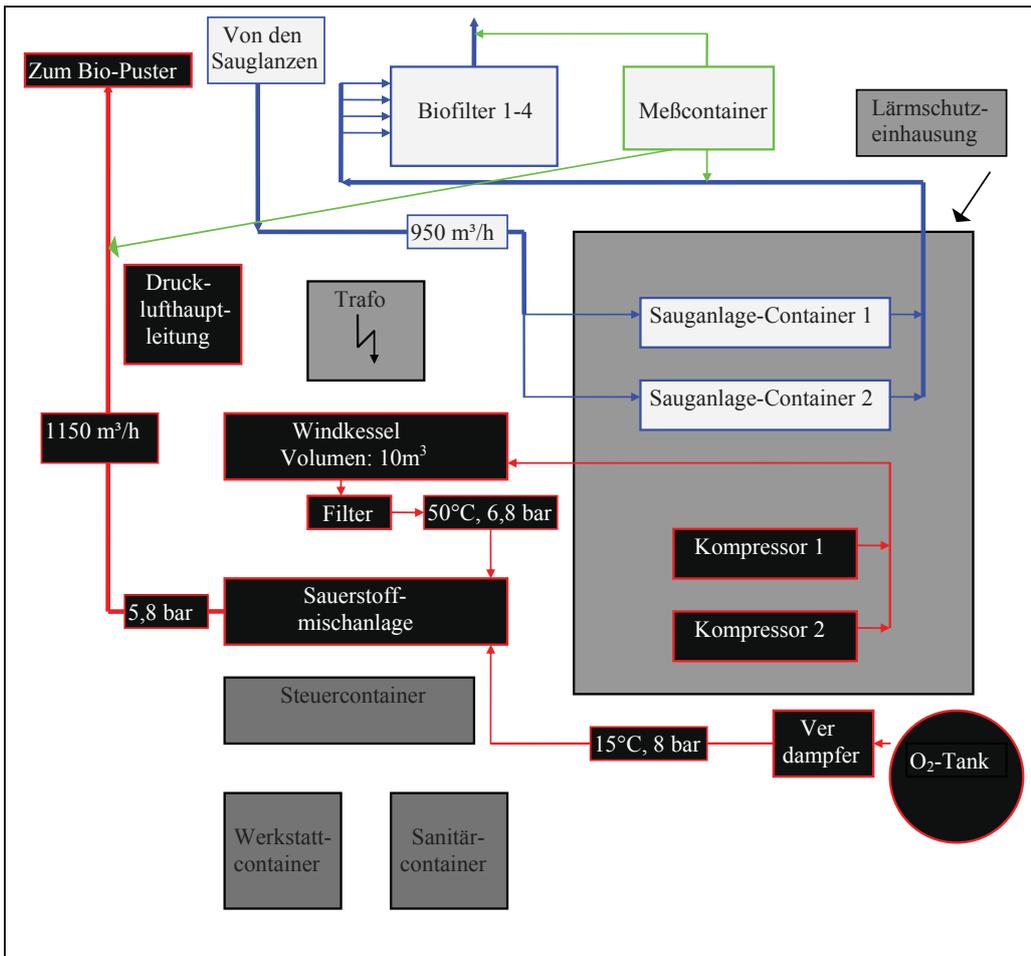


Abbildung 6.10: Schematische Darstellung der Bio-Puster-Containeranlage mit Regelbetriebskennwerten vom 18.09.1998

6.3 Begleitende Messungen während der Sanierung

Einerseits wurden vom Amt der Steiermärkischen Landesregierung laut Bescheid GZ: 03-30.30 1 -95/26 eine Überwachung der abgesaugten Bodenluft vorgeschrieben, andererseits wurden von der ARGE Bio-Puster Bodenluftmessungen an den Sauglanzen durchgeführt, um eine Kontrolle der Sanierungsparameter zu erlangen.

6.3.1 Überwachung der abgesaugten Bodenluft mittels Meßcontainer

Die von der Steiermärkischen Landesregierung vorgeschriebenen Messungen beinhalten neben einer Überwachung der Emissionen nach dem Biofilter die Analyse der Zusammensetzung der Rohluft vor dem Biofilter (zweimal pro Tag) sowie der Zuluftzusammensetzung zu den Bio-Pustern. Folgende Methodik wurde bei den Messungen angewendet:

Die Rohluft von der Deponie wurde zur Reinigung über eine Biofilteranlage in Containerbauweise geführt. Die Biofilter waren aufgrund ihrer Bauweise vollkommen abgedichtet, so daß die Abluft nur über den Kamin sowie eine Ventilweiche an die Atmosphäre abgegeben werden konnte. Computergesteuerte Magnetventile ermöglichten die abwechselnde Messung von Reingas nach dem Biofilter, von Rohgas vor dem Biofilter bzw. von der eingeblasenen Druckluft zu den Bio-Pustern. Die Probenahme der Reingluft erfolgte im zusammengeführten Reingasstrom nach dem Biofilter und unmittelbar vor dem kaminartigen Sammelrohr. In der gemeinsamen Rohluftleitung vor dem Biofilter war die Probennahmestelle für die Rohluft angebracht. Die mit Sauerstoff angereicherte Zuluft zu den Bio-Pustern wurde mit Hilfe eines Druckminderers an der Druckluftpauptleitung entnommen. Nach Passieren der Magnetventile wurde der zu messende Luftstrom über eine Teflonmembranpumpe in den Meßgaskühler mit angeschlossenenem Wasserabscheider gepumpt, von wo er zu den Meßgeräten gelangte. [Gregori 1998]

Die Magnetventile wurden im Laufe des Tages so geschaltet, daß 20 Stunden pro Tag die Reingluft nach dem Biofilter auf Methan, Sauerstoff, Kohlendioxid, Schwefelwasserstoff sowie auf flüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (im speziellen auf 1,1,1-Trichlorethan, Trichlorethen und Tetrachlorethen) untersucht wurde. Weitere zwei Stunden täglich beprobte man die Rohluft ebenfalls auf Methan, Sauerstoff, Kohlendioxid und Schwefelwasserstoff. In den verbleibenden zwei Stunden wurde der Sauerstoffgehalt in der Zuluft zu den Bio-Pustern gemessen. Die Datenerfassung erfolgte mittels eines Computers (Pentium 133) der Fa. ATS, die Datenfernübertragung mittels Modem. In den Meßprotokollen wurden die Ergebnisse in Form von Stundenmittelwerten angegeben. Folgende Meßgeräte fanden dabei Einsatz:

- Gaschromatograph : GC-META Type 3HEII-TID
Meßbereich: 0-200 mg/m³
Parameter: 1,1,1-Trichlorethan, Tri- und Tetra-
chlorethen,
Bestimmungsgrenze: je 5 mg/m³

 - Brennstoffzelle 196/02: ADOS Gastransmitter GTR 196
Meßbereich: 0 - 49 Vol-%
Parameter: Sauerstoff
Bestimmungsgrenze: 0,5 Vol-%

 - Flammenionisationsdetektor: JUM - FID VE7
-

Meßbereich: 0 - 10.000 mg C/m³
Parameter: Gesamtkohlenstoff (Methan)
Bestimmungsgrenze: 100 mg C/m³

- Infrarotspektrometer (nicht dispersiv): Maihak FINOR CO₂-Analysator
Meßbereich: 0 - 20 Vol-%
Parameter: Kohlendioxid
Bestimmungsgrenze: 0,1 Vol-%
- Halbleitersensor: MK 177 - 2
Meßbereich: 0 - 50 ppm
Parameter: Schwefelwasserstoff

Die im Bescheid der Steiermärkischen Landesregierung GZ: 03-30.30 1 -95/26 maximal zulässigen Grenzwerte für leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe von 50 mg/m³ wurden im Laufe der Sanierung bei jedem der gemessenen Chromatogramme eingehalten. In den meisten Fällen lagen die Einzelkonzentrationen an 1,1,1-Trichlorethan, Trichlorethen sowie Tetrachlorethen unter der Bestimmungsgrenze von 5 mg/m³.

Ähnlich verhielt sich die Schwefelwasserstoffkonzentration: Sie war fast immer vor und nach Passieren des Biofilters unter der Bestimmungsgrenze von 1,5 ppm. Der Sauerstoffgehalt war sehr stark von der Sauerstoffanreicherung der Zuluft abhängig. Dieser Punkt wird aber sehr ausführlich in den kommenden Kapiteln behandelt.

Sehr bemerkenswert war die Tatsache, daß in manchen Meßberichten der Kohlendioxidgehalt vor dem Biofilter höher war als in der Reinluft. Eine eindeutige Erklärung konnte nicht gefunden werden.

6.3.2 Bodenluft- und Temperaturmessungen an den Sauglanzen

Biologische in-situ-Sanierungen sind Langzeitprozesse mit der Dauer von bis zu mehreren Jahren und ähneln sehr stark einer „black-box“, bei der es aufgrund der inhomogenen Struktur des Untergrundes und der inhomogenen Verteilung der Schadstoffe sehr schwierig ist, die im Deponiekörper ablaufenden Prozesse zu erkennen und diese zu begründen.

Begleitende Kontrollmessungen erleichtern das Verständnis für die Vorgänge in der Altlast und bieten gleichzeitig die Möglichkeit den Sanierungsfortschritt zu verfolgen. Dies kann bzgl. des Abbaus der organischen Substanz entweder durch ständige Entnahme von Bodenproben und deren Analyse auf den TOC-Gehalt geschehen, wobei es sich dabei um eine sehr aufwendige Methode handelt. Oder man bestimmt die Deponiegaskomponenten in der Bodenluft an den Absauglanzen, was sich aufgrund der Technologie des Bio-Puster-Verfahrens als wesentlich praktikabler erwiesen hat. Wie schon erwähnt befanden sich am oberen Ende der Sauglanzen T-Stücke, an denen an der einen Seite Saugschläuche und an der anderen Seite Verschlussstopfen montiert waren. Durch Abschrauben dieses

Verschlußstopfens und Anbringen eines speziellen Meßstopfens konnte ein tragbares Meßgerät zur Bestimmung der Deponiegaskomponenten in der Bodenluft sowie der Temperatur der Bodenluft angeschlossen werden. Abbildung 6.11 zeigt den Meßvorgang an einer der Sauglanzen. Es ist zu beachten, daß bei den Messungen nicht die Bodenluft in einer speziellen Tiefe sondern aufgrund der Bauweise der Absauglanzen (Absauglänge: 3-4 m) vielmehr ein Luftgemisch aus mehreren Tiefenstufen der Deponie gemessen wurde. Bei der Sanierung der Altlast Feldbach wurden die begleitenden Messungen wöchentlich während des gesamten Sanierungszeitraumes an den insgesamt 98 Sauglanzen für folgende Komponenten durchgeführt:

- Sauerstoff
- Methan
- Kohlendioxid
- Schwefelwasserstoff
- Bodenlufttemperatur.

Für die Gasanalyse kamen im Rahmen der Sanierung aufgrund des Ausfalls von defekten Geräten mehrere tragbare Multigasanalytoren zum Einsatz:

1. Multigasanalytator LFG 25
2. Gasanalytator GA 94 von Geotechnical Instrument
3. Gasanalytator „Gas Data LMS_x“.

Dabei wurden für verschiedene Gase unterschiedliche Meßverfahren verwendet. Elektrochemische Meßzellen mit unterschiedlichen Eigenschaften eignen sich für die Messung von vielen toxischen Gasen, wie z.B. Schwefelwasserstoff, sowie für die Detektion von Sauerstoff. Die Infrarot-Meßzelle (nicht dispersiv) bietet hervorragende Eigenschaften für die Messung von Kohlendioxid und Methan.

Die Temperatur der abgesaugten Bodenluft an den Sauglanzen wurde während des gesamten Zeitraumes mit dem Temperaturmeßgerät „testo 452“ bestimmt. Auf die Auswertung und Interpretation der so gewonnenen Meßdaten wird in den folgenden Kapiteln ausführlich eingegangen.



Abbildung 6.11: Mitarbeiter der ARGE Bio-Puster beim wöchentlichen Meßdurchgang auf der Altdeponie Feldbach

6.4 Die Sanierung

Nach Beendigung aller Installationsmaßnahmen konnte am Morgen des 04.05.1998 mit der eigentlichen Sanierung des ersten Abschnitts begonnen werden. Für den ersten Sanierungsabschnitt war ursprünglich eine Sanierungsdauer von 6 Monaten geplant. Tabelle 6.3 gibt eine Übersicht über die einzelnen Sanierungsphasen des ersten Sanierungsabschnittes, die in diesem Kapitel näher beschrieben werden.

Tabelle 6.3: Die einzelnen Sanierungsphasen des ersten Sanierungsabschnittes

| Zeitraum | Sanierungsphase |
|------------------------|--|
| 4.5.1998 - 5.7.1998 | Standardbetrieb (1. Phase) |
| 6.7.1998 - 26.7.1998 | Standardbetrieb mit Wasserinjektion mittels Bio-Puster |
| 27.7.1998 - 13.9.1998 | Standardbetrieb (2. Phase) |
| 14.9.1998 - 20.9.1998 | Standardbetrieb mit Wasserinjektion mittels Injektionslanzen (1. Phase) |
| 21.9.1998 - 27.9.1998 | Standardbetrieb mit Warmwasserinjektion mittels Injektionslanzen |
| 28.9.1998 - 7.10.1998 | Standardbetrieb mit Injektion einer Mikroorganismenlösung mittels Injektionslanzen |
| 8.10.1998 - 14.10.1998 | Standardbetrieb mit Wasserinjektion mittels Injektionslanzen (2. Phase) |
| 15.10.1998 - 1.11.1998 | Standardbetrieb mit Luftinjektion mittels Injektionslanzen |

| | |
|-----------------------|---|
| 2.11.1998 - 8.11.1998 | Standardbetrieb mit Wasserinjektion mittels Injektionslanzen (3. Phase) |
| 9.11.1998 - 10.1.1999 | Standardbetrieb (3. Phase) |

Laut Bescheid der Steiermärkischen Landesregierung (GZ. 03-30.30 1. -95/26) war für das der Bio-Puster-Containeranlage nächstgelegene Wohnhaus ein Grenzwert für die Lärmbelastung während der Nacht von maximal 41 dB vorgeschrieben. Da dieser Wert überschritten wurde, konnte bis zum 13.05.1998 nur ein 12-stündiger Tagesbetrieb durchgeführt werden. Zur Beseitigung dieses Problems begann man umgehend mit dem Bau einer Schallschutzeinhausung aus Holz mit einer Grundfläche von 8 * 16 m für die Kompressoren und Pumpen. Bei einer Lärmkontrollmessung am Grundstück Marburgerweg 5 wurden am 19.05.1998 noch immer 52 dB festgestellt. Durch darauffolgende Auskleidung der Holzeinhausung mit Schallschutzplatten konnte der vorgeschriebene Zielwert erreicht werden.

6.4.1 Der Standardbetrieb

Als Standardbetrieb wird jener Betriebszustand bezeichnet, bei dem mit Sauerstoff angereicherte Luft in den Deponiekörper eingeblasen und gleichzeitig Deponiegas abgesaugt wird. Dieser begann mit dem 5. Mai 1998.

Da sich der erste Sanierungsabschnitt zu Beginn der Sanierung im Stadium der stabilen Methangärung (wahrscheinlich Endphase) befand und sich durch den anaeroben Abbau im Deponiekörper möglicherweise nicht nur explosive (Methan) sondern auch in geringen Mengen stark toxische Gase (Schwefelwasserstoff) gebildet hatten, entschied man sich, am Tag vor dem Sanierungsbeginn (4. Mai 1998) nur die Absaug- nicht aber die Bio-Puster-Anlage in Betrieb zu nehmen. Diese Maßnahme wurde im weiteren noch durch eine wesentlich höhere Absaugleistung (412 l/min Sauglanze) als Pusterleistung (36 l/min Bio-Puster) zu Sanierungsbeginn unterstützt. Die genauen Betriebszustände während des Standardbetriebs sind der Tabelle 6.3 zu entnehmen. Die Pusterleistungen wurden in diesem Zeitraum kontinuierlich angehoben, währenddessen die Absaugleistungen in zwei Schritten von 412 über 345 auf 280 l/min und Sauger abgesenkt wurden. Um ein entsprechendes Sauerstoffniveau im Deponiekörper und damit eine Änderung des Milieus vom anaeroben zum aeroben Zustand zu erreichen, wurde Preßluft mit durchschnittlich knapp unter 30 Vol-% Sauerstoff in den Untergrund eingebracht. Dabei wurde die Anreicherung nicht zuvor errechnet, was aufgrund der Vielfalt der chemischen und biologischen Prozesse im Deponiekörper nicht möglich gewesen wäre, sondern aufgrund von Betriebserfahrungen festgelegt. Unter Berücksichtigung folgender Prozesse, die den Stoffhaushalt von Sauerstoff im Boden beeinflussen, war das Ziel zu Beginn der Sanierung die Ausbildung eines in der Bodenluft gleichmäßig verteilten Sauerstoffniveaus von ca. 20 Vol-%:

- Mikroorganismen verwenden Sauerstoff zur Energiegewinnung, wobei der Sauerstoff die Funktion des terminalen Elektronen-Akzeptors der aeroben Atmung einnimmt.
- Es kommt zu einer möglichen Sauerstoffadsorption durch Partikeln im Deponiekörper.

- Wasser im Deponiekörper absorbiert einen Teil des eingebrachten Sauerstoffs, wobei bei 10 °C die maximale Löslichkeit des Sauerstoffs in Wasser bei 53,7 mg/l liegt.

Tabelle 6.4: Betriebszustände bei der Sanierung der Altdeponie Feldbach, Standardbetrieb (1.Phase), (04.05.1998 - 05.07.1998)

| Datum | Zuluft pro Puster [l/min] | Absaugung pro Sauger [l/min] | Sauerstoffgehalt der Zuluft [Vol-%] |
|-------------------|---------------------------|------------------------------|-------------------------------------|
| 04.05.98 | nicht in Betrieb | 412,0 | nicht in Betrieb |
| 05.05.98 | 36,9 | 412,0 | 22,8 |
| 06.05.98 | 72,0 | 412,0 | 29,1 |
| 07.05.98 | 166,0 | 412,0 | 29,3 |
| 08.05.98 | 195,4 | 412,0 | 31,4 |
| 09.05.98 | 168,0 | 412,0 | 30,5 |
| 10.05.98 | 142,0 | 412,0 | 29,7 |
| 11.05.98 | 138,0 | 412,0 | 30,6 |
| 12.05.98 | 140,0 | 412,0 | 29,7 |
| 13.05.98 | 138,0 | 412,0 | 32,2 |
| 14.05.98 | 210,0 | 412,0 | 29,7 |
| 15.-17.05.1998 | 222,9 | 412,0 | 29,7 |
| 18.05.98 | Ausfall | 412,0 | Ausfall |
| 19.05.98 | 219,4 | 412,0 | 27,4 |
| 20.05.98 | 199,7 | 412,0 | 28,2 |
| 21.-24.05.1998 | Ausfall | 412,0 | Ausfall |
| 25.05.98 | 198,1 | 412,0 | 30,5 |
| 26.05.98 | 185,1 | 412,0 | 27,1 |
| 27.05.98 | 176,6 | 412,0 | 27,8 |
| 28.05.98 | 187,7 | 412,0 | 29,2 |
| 29.05.-01.06.1998 | 181,7 | 345,0 | 29,4 |
| 02.06.98 | 181,7 | 345,0 | 30,4 |
| 03.06.98 | 158,6 | 345,0 | 30,6 |
| 04.06.98 | 181,7 | 345,0 | 30,6 |
| 05.-07.06.1998 | 168,4 | 345,0 | 29,8 |
| 08.06.98 | 172,6 | 345,0 | 26,1 |
| 09.06.98 | 176,1 | 345,0 | 28,9 |
| 10.-11.06.1998 | 173,2 | 345,0 | 28,9 |
| 12.06.98 | 167,3 | 345,0 | 28,9 |
| 13.-14.06.1998 | Ausfall | Blitzschlag | Ausfall |
| 15.06.98 | 224,6 | 345,0 | 29,7 |
| 16.06.98 | 185,1 | 345,0 | 26,2 |
| 17.06.98 | 218,1 | 345,0 | 28,9 |
| 18.06.98 | 187,9 | 345,0 | 28,6 |
| 19.-21.06.1998 | 191,7 | 345,0 | 29,5 |
| 22.06.98 | 180,8 | 345,0 | 29,6 |
| 23.06.98 | 183,4 | 345,0 | 28,2 |
| 24.06.98 | 176,6 | 345,0 | 29,6 |
| 25.06.98 | 180,0 | 345,0 | 28,8 |
| 26.-27.06.1998 | 185,1 | 218,0 | 29,2 |
| 28.06.98 | Ausfall | Blitzschlag | Ausfall |
| 29.06.98 | 168,8 | 212,0 | 29,8 |
| 30.06.98 | 181,7 | 280,0 | 27,7 |
| 01.07.98 | 225,4 | 280,0 | 30,0 |

| | | | |
|----------------|-------|-------|------|
| 02.-05.07.1998 | 206,7 | 280,0 | 27,3 |
|----------------|-------|-------|------|

Während des Standardbetriebes wurde die Taktfrequenz der Bio-Puster auf 8 Sekunden und das Öffnen der Entlüftungsventile auf 2,5 bar eingestellt.

Um einen Überblick über die Ausgangslage zu bekommen, wurden am 04.05.1998 um ca. 16.00 Uhr die ersten Messungen der Deponiegaskomponenten an den Absaugglanzen durchgeführt. Aufgrund der Inbetriebnahme der Absauganlage um 07.00 Uhr desselben Tages, konnte diese Meßreihe nicht als absolute Nullmessung gewertet werden, was einige Probleme in der Interpretation der Ausgangslage mit sich bringt.

Die intensive Absaugung während des ersten Sanierungstages läßt keine exakten Rückschlüsse in Bezug auf Bodenregionen mit intensiver Methanbildung zu. Der Feldversuch hatte schon gezeigt, daß die Absaugung innerhalb weniger Stunden den Methangehalt entscheidend verändern kann. Dennoch zeigten die gefundenen Methankonzentrationen aufgrund der Messungen während des Versuchsbetriebes ein schon erwartetes Nord-Süd-Gefälle (siehe Abbildung 6.12). Im nördlichen Teil des Sanierungsabschnittes lagen die Werte bei 0 Vol-% und stiegen gegen Süden hin kontinuierlich an. Vor allem an den Randzonen zum zweiten Sanierungsabschnitt konnten Konzentrationen bis 10 Vol-% gemessen werden. Daraus konnte man schließen, daß die Methangärung im nördlichen und ältesten Teil der Deponie nahezu zum Erliegen gekommen war, wogegen der jüngere, südliche Abschnitt biologisch noch sehr aktiv war. Bei einer tatsächlichen Nullmessung wären wahrscheinlich wesentlich höhere Methankonzentrationen zu beobachten gewesen.

Die Sauerstoffgehalte an den Saugglanzen zeigten ein etwas verändertes Bild gegenüber dem Versuchsbetrieb (siehe Abbildung 6.13). Es konnte keine Nord-Süd-Tendenz festgestellt werden. Die Konzentrationen schwankten zwischen 2 und 20 Vol-%, wobei vor allem punktuelle Sauerstoffsinken um die Saugglanzen S15, S33 und S36 erwähnenswert sind. Diese Sauerstoffsinken korrelierten mit den Kohlendioxidquellen derselben Meßreihe. Obwohl zu diesem Zeitpunkt die Bio-Puster noch nicht in Betrieb waren, war dennoch in jedem Bereich der Deponie Sauerstoff vorhanden. Die Ursache der überraschend hohen Sauerstoffwerte in der Bodenluft könnte im Einsaugen von Luftsauerstoff in den Deponiekörper liegen.

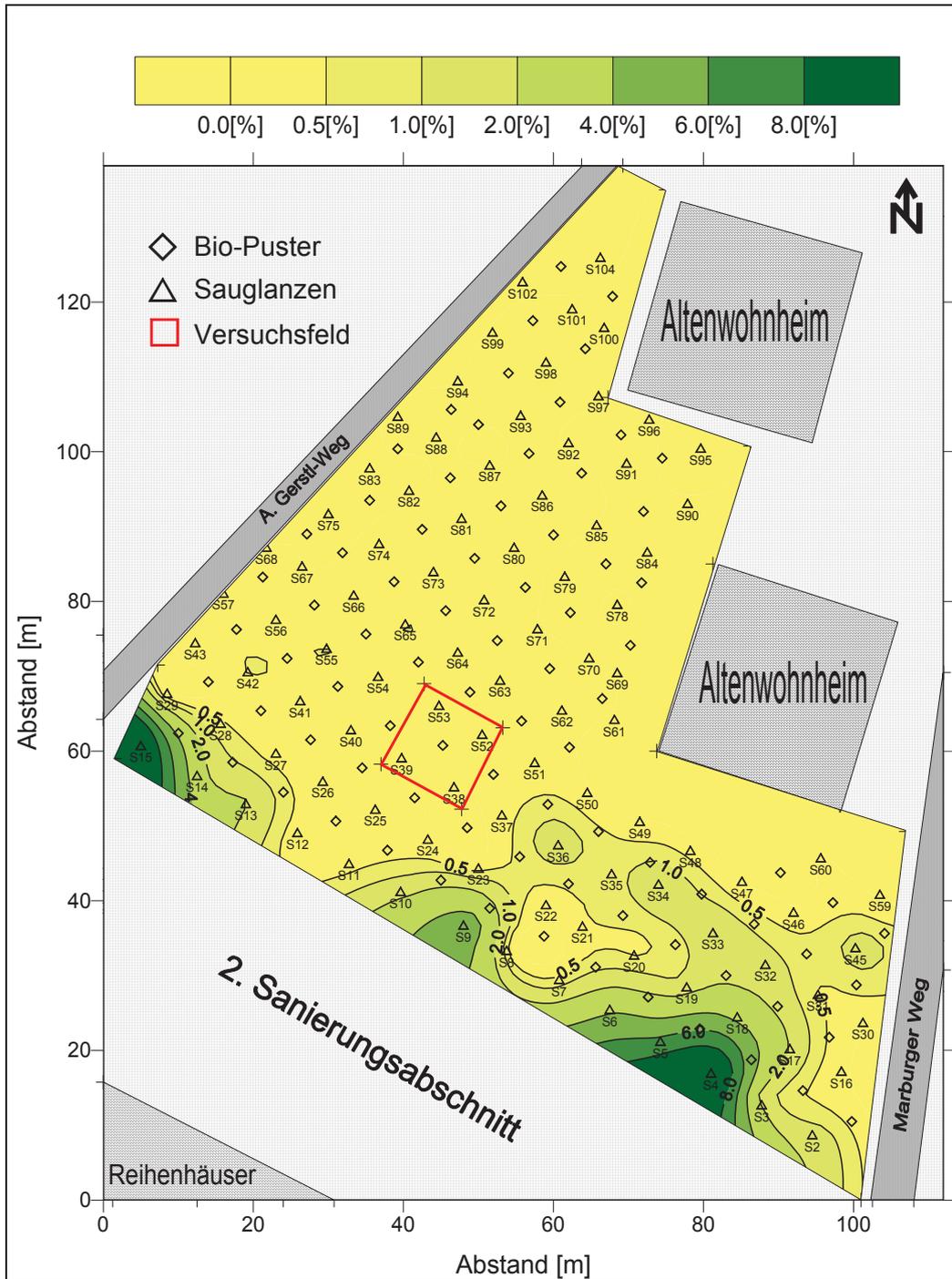


Abbildung 6.12: Flächiger Methankonzentrationsverlauf der Bodenluft am 04.05.1998 (zu Sanierungsbeginn) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach

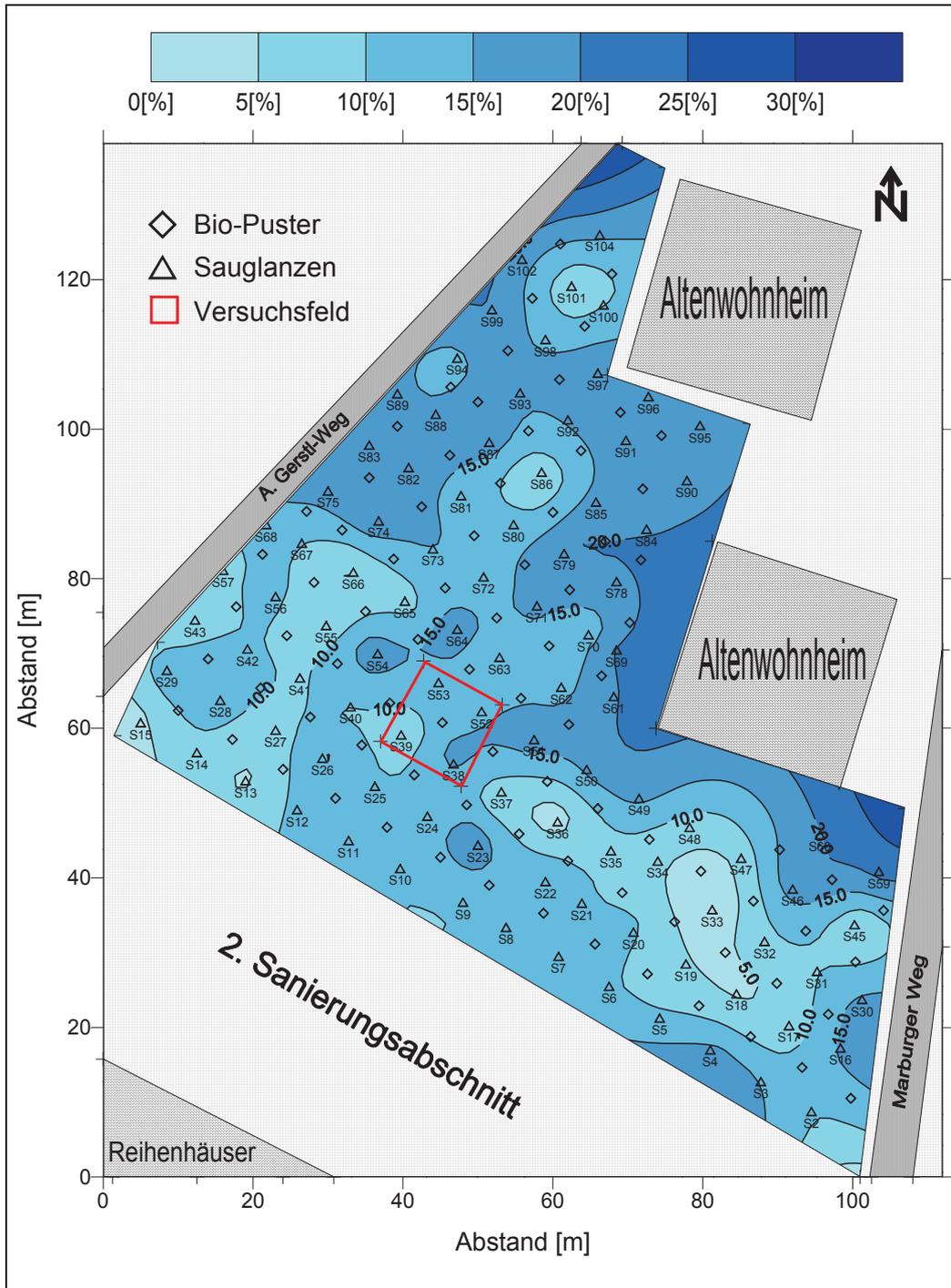


Abbildung 6.13: Flächiger Sauerstoffkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 04.05.1998 (zu Sanierungsbeginn) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach

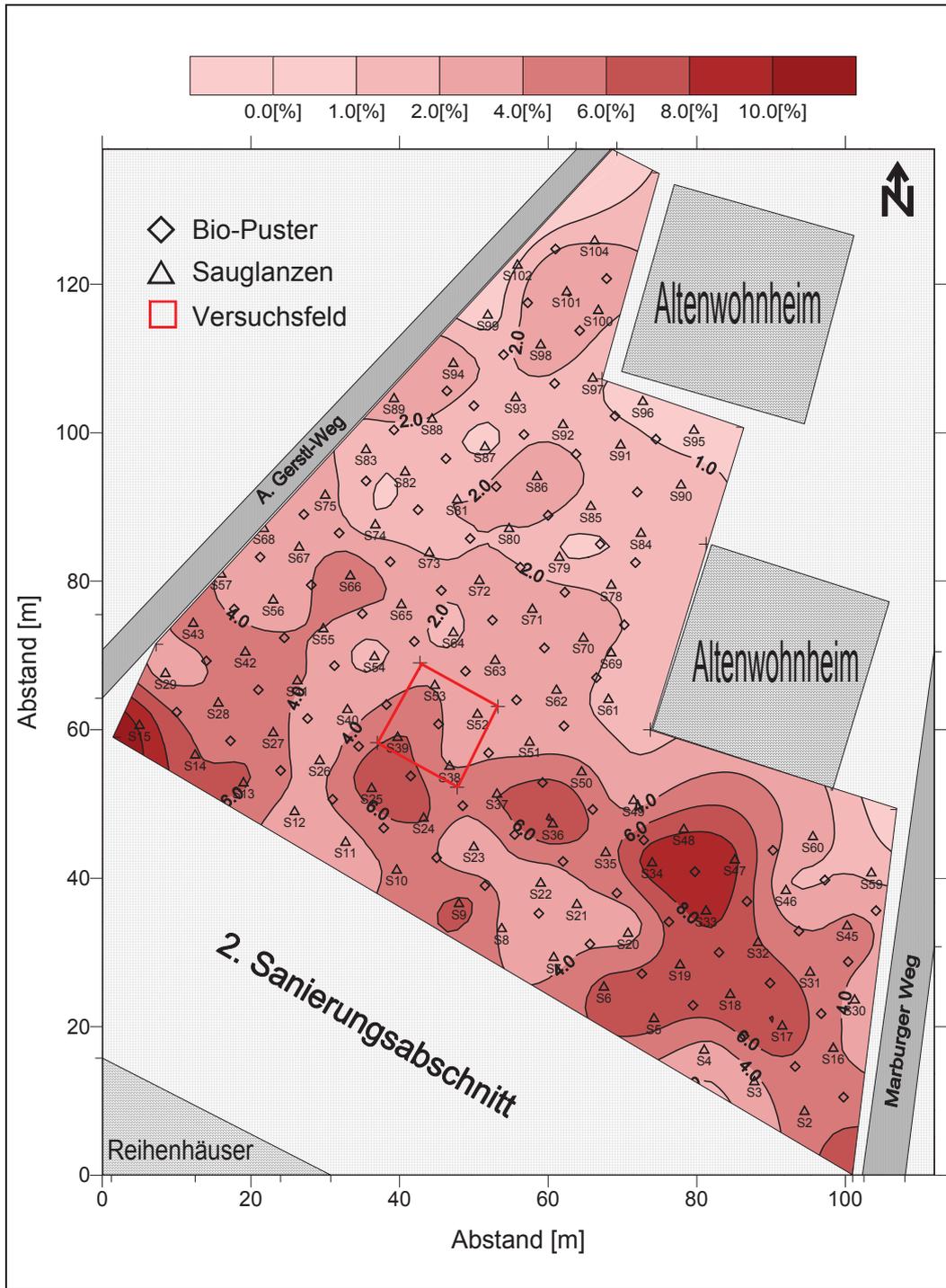


Abbildung 6.14: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 04.05.1998 (zu Sanierungsbeginn) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach

Die Kohlendioxidkonzentrationen des 04.05.1998 korrelieren sehr gut mit den Ergebnissen der Sauerstoffmessungen zum selben Zeitpunkt (siehe Abb. 6.14). Es gab Kohlendioxidmaxima genau an jenen Sauglanzen, die die geringsten Sauerstoffwerte aufwiesen. Entweder war diese Übereinstimmung schon auf aerobe biologische Abbauprozesse entsprechend der Gleichung 4.1 zurückzuführen, was aufgrund der gemessenen Sauerstoffkonzentrationen möglich wäre, oder geochemische Prozesse verursachten diese Korrelation der beiden Deponiegaskomponenten. Um genaue Aufschlüsse über die Art des Abbaus (aerob oder anaerob) in den einzelnen Bodenzonen zu erlangen, wäre es nötig gewesen, vor Inbetriebnahme der Absauganlage eine aussagekräftige Nullmessung durchzuführen.

Nach einem einwöchigen Betrieb wurde im Rahmen des zweiten Meßdurchganges am 12.05.1998 zum erstenmal auch der Temperaturverlauf gemessen (siehe Abbildung 6.15). Er konnte aufgrund des einwöchigen Sanierungsbetriebes nicht als absolute Nullmessung gewertet werden, dennoch sind aus dem Temperaturverlauf wichtige Anhaltspunkte für das frühe Stadium der Sanierung ableitbar. Die Temperaturmessungen ergaben ein relativ ausgeglichenes Temperaturniveau zwischen 13 und 26 °C im gesamten Sanierungsabschnitt. Es waren keine speziellen Temperaturherde, die auf erhöhte biologische Aktivität und somit schon auf aerobe Abbauprozesse hindeuten, zu erkennen.

Als zweiter Parameter dieses Meßdurchganges wird in Abbildung 6.16 der Methankonzentrationsverlauf dargestellt. Es ist zu erkennen, daß nur mehr in den Randbereichen zum zweiten Sanierungsabschnitt Konzentrationen über 1 Vol-% auftraten. Im übrigen Deponiebereich kam es zu einem erfolgreichen Austreiben und Absaugen des Restmethangehalts. Bei weiteren Meßdurchgängen konnten nur mehr vereinzelt signifikante Methanwerte festgestellt werden, wobei keiner davon 0,5 Vol-% überschritt. Durch die Effektivität des Bio-Puster-Verfahrens konnte innerhalb weniger Tage die Methankonzentrationen im Deponiekörper praktisch auf einen Wert von 0 Vol-% abgesenkt werden. Daher wird bei der weiteren Dokumentation der Sanierung auf das Verhalten des Methans im Deponiekörper nicht weiter eingegangen.

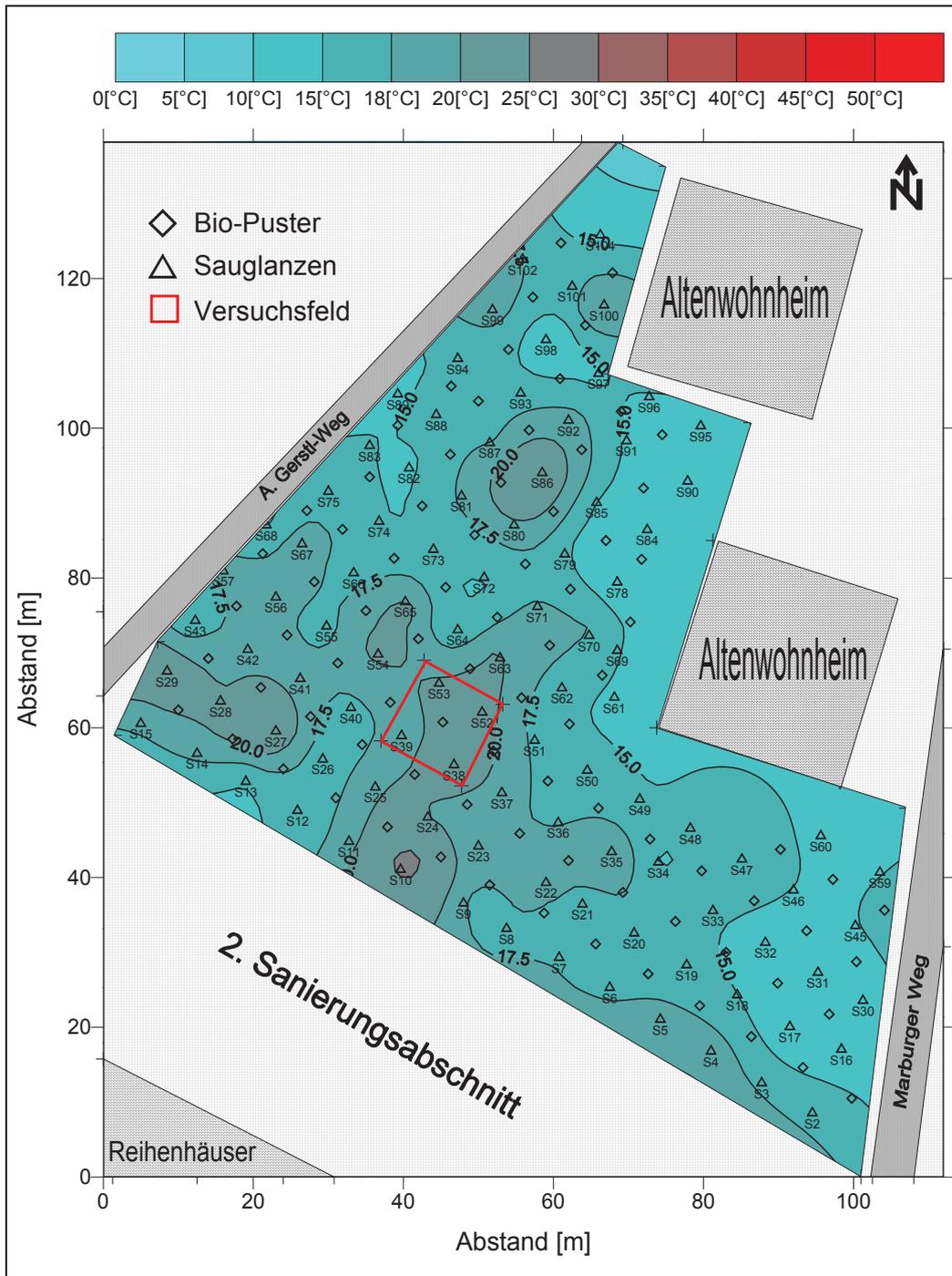


Abbildung 6.15: Flächiger Temperaturverlauf der Bodenluft am 12.05.1998 (1 Woche Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach

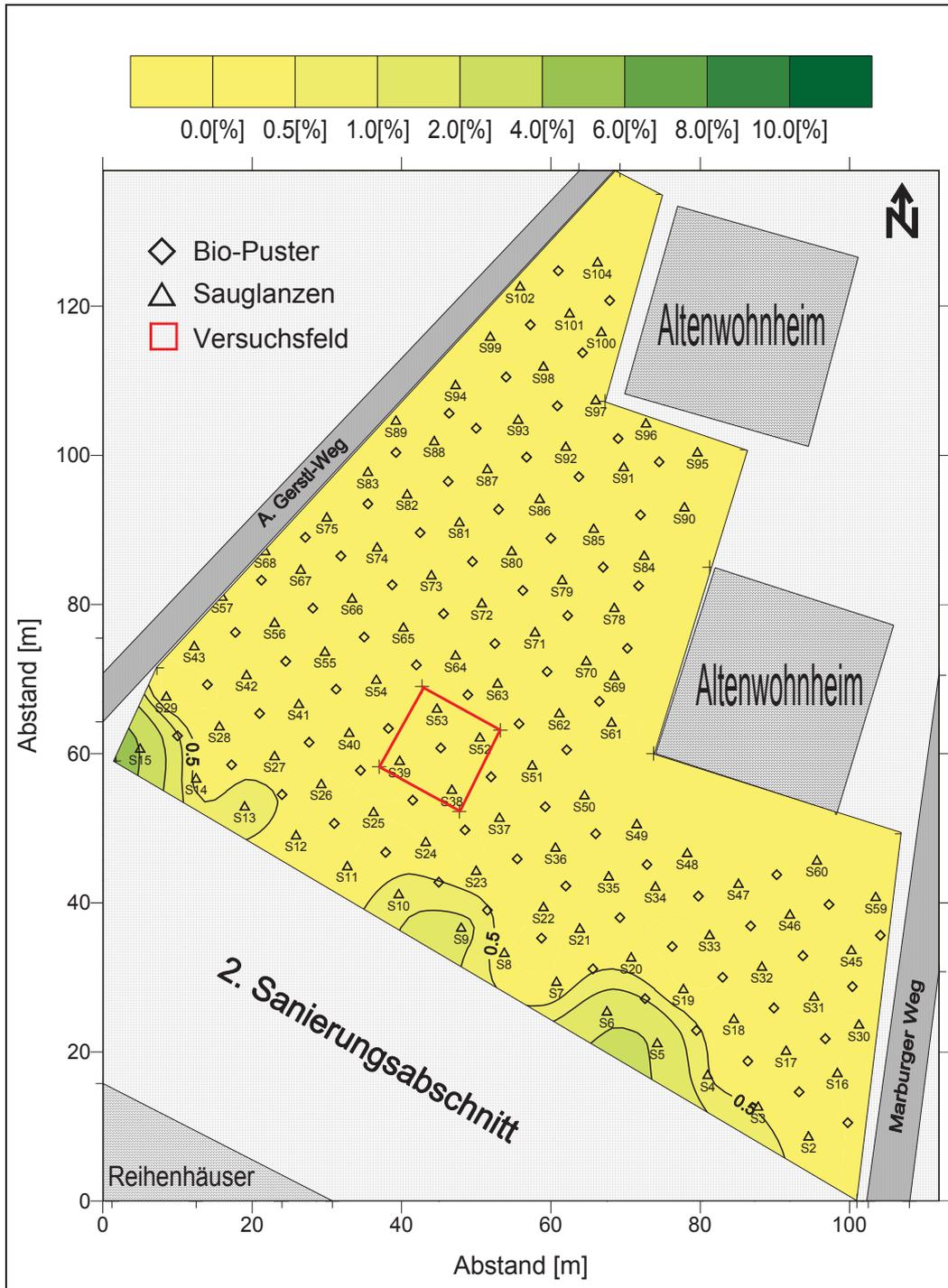


Abbildung 6.16: Flächiger Methankonzentrationsverlauf der Bodenluft am 12.05.1998 (1 Woche Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach

Als Überblick über das Verhalten der Deponiegaskomponenten und somit über die Sanierung werden im folgenden nicht alle Ergebnisse der wöchentlich durchgeführten Meßreihen dargestellt, sondern beispielhafte Konzentrationsverläufe in ca. einmonatigen Zeitabständen angeführt. Die restlichen flächigen Konzentrations- und Temperaturverläufe des ersten Sanierungsabschnittes der Komponenten Kohlendioxid und Temperatur sind dem Anhang zu entnehmen.

Abbildung 6.17 zeigt den flächigen Konzentrationsverlauf von Sauerstoff nach einer vierwöchigen Sanierungsdauer. Im Vergleich zur Nullmessung vom 04.05.1998 konnte im gesamten Sanierungsabschnitt eine deutliche Aufkonzentration des Sauerstoffs auf durchschnittliche Werte von etwa 20 Vol-% erreicht werden. Durch die Sauerstoffanreicherung der Druckluft in den Bio-Pustern (siehe Tabelle 6.4 „Betriebszustände“) wurde somit ein Sauerstoffteppich mit Maximalkonzentrationen über 25 Vol-% im Deponiekörper gebildet. Nur in bestimmten Bereichen, wie um die Sauglanzen S27, S65 und S86, kam es zu Sauerstoffsenken, die bei Berücksichtigung der Kohlendioxidkonzentrations- und Temperaturverläufe derselben Meßreihe eindeutig auf biologische Abbauprozesse aerober Art zurückzuführen sind. D.h. nach einem vierwöchigen Betrieb war es gelungen, den gesamten Deponiebereich in den aeroben Zustand überzuführen. Man kann somit davon ausgehen, daß sich die ursprüngliche fakultativ und obligat anaerobe Mikroorganismengemeinschaft zu Gunsten der obligat aeroben Organismen verändert hatte.

Die Kohlendioxidkonzentrationen derselben Meßreihe gingen mit den Ergebnissen der Sauerstoffmessungen konform (siehe Abbildung 6.18). An Stellen mit Sauerstoffsenken bildeten sich Kohlendioxidquellen, was auf einen Mineralisierungsvorgang, d.h. einem vollständigen Abbau organischer Substanzen zu CO_2 , zurückzuführen ist. Weiters korrelierten umgekehrt Kohlendioxidseen mit Sauerstoffmaxima (z.B. im Bereich rund um die Sauglanzen S70, S72 und S79) aufgrund von verminderter biologischer Aktivität. Allgemein zeigte sich ein leichter Rückgang der Gesamtkonzentration an Kohlendioxid im Vergleich zur Messung vom 04.05.1998. Möglicherweise beanspruchte der Wechsel der Bakterienmischpopulation von anaeroben zu aeroben Organismen einen gewissen Zeitraum, in der die Organismen biologisch vermindert aktiv waren.

Ein ähnliches Bild zeigte auch der Temperaturverlauf derselben Meßreihe (siehe Abbildung 6.19). Es bildeten sich wie schon beim Kohlendioxid Wertemaxima rund um die Sauglanzen S27, S65-66 sowie S86. Im Vergleich zur Temperaturmessung vom 12.05.1998 konnte ein deutliches Ansteigen der Temperaturen und ein Ausbilden von sogenannten „hot spots“ bemerkt werden, was auf einsetzende intensive Stoffwechselprozesse zurückzuführen war. Diese Phase der Sanierung kann als Anlaufphase bezeichnet werden, in der es zu einer verstärkten Bildung von mesophilen aeroben Organismen gekommen ist.

Allgemein geht man davon aus, daß auf dem Gebiet der biologischen Sanierung mesophile Bakterienpopulationen mit maximaler Wachstumsrate zwischen 20°C und 42°C für maximale Abbauraten verantwortlich sind. Thermophile Bakterien spielen bei der Sanierung verunreinigter Standorte eher eine untergeordnete Rolle. [Fachgruppe Wasserchemie 1997]

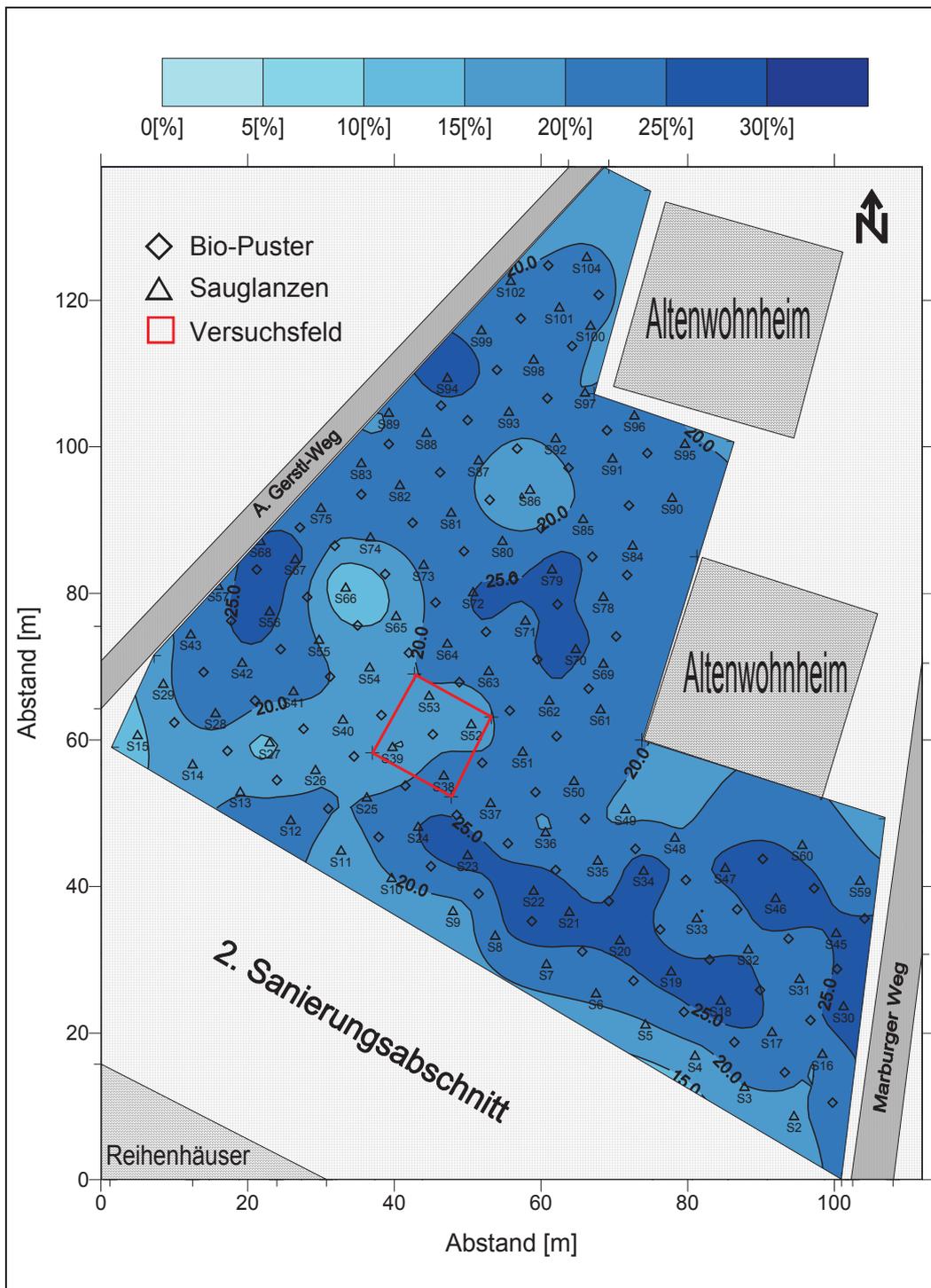


Abbildung 6.17: Flächiger Sauerstoffkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 03.06.1998 (4 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach

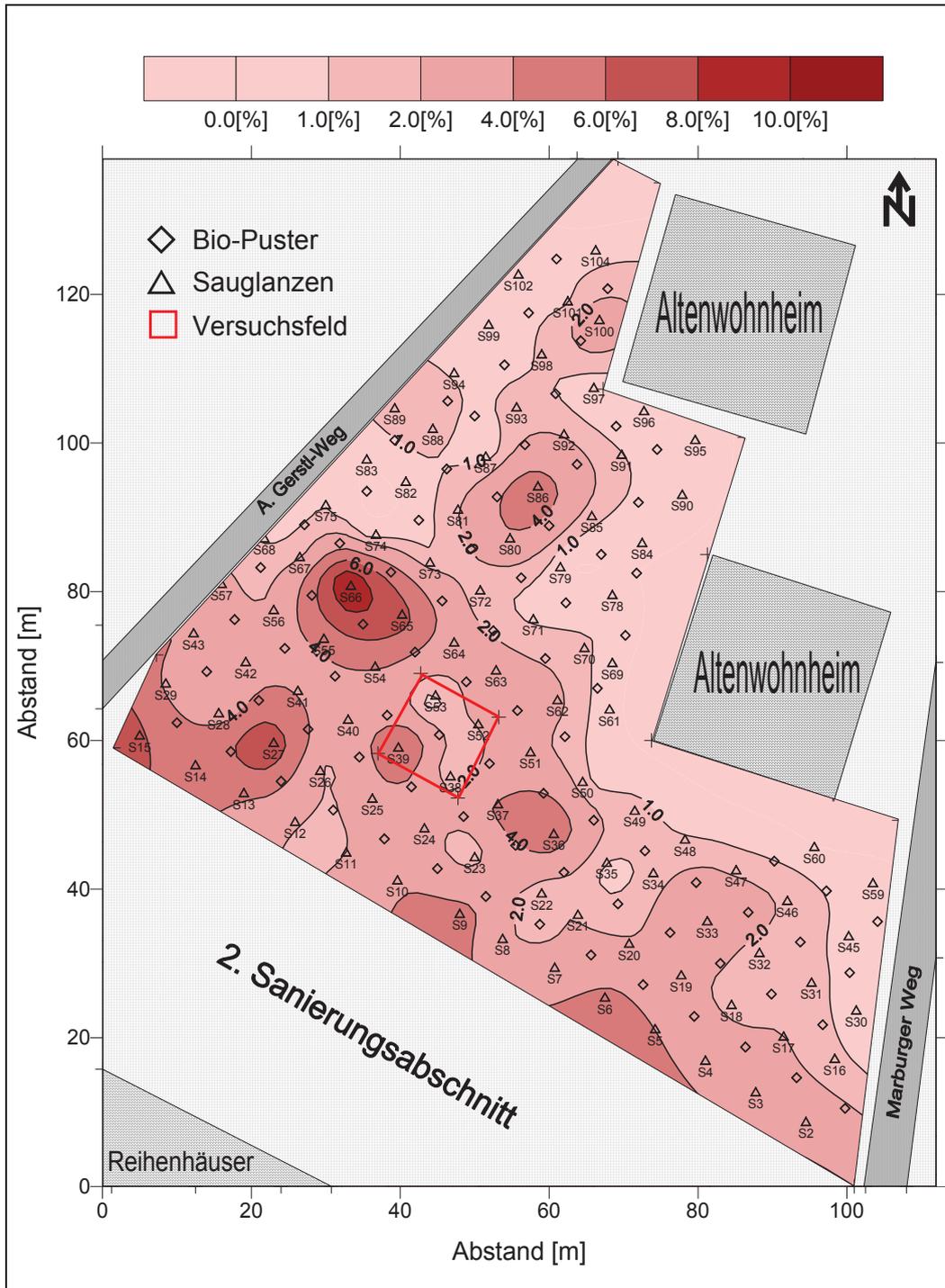


Abbildung 6.18: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 03.06.1998 (4 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach

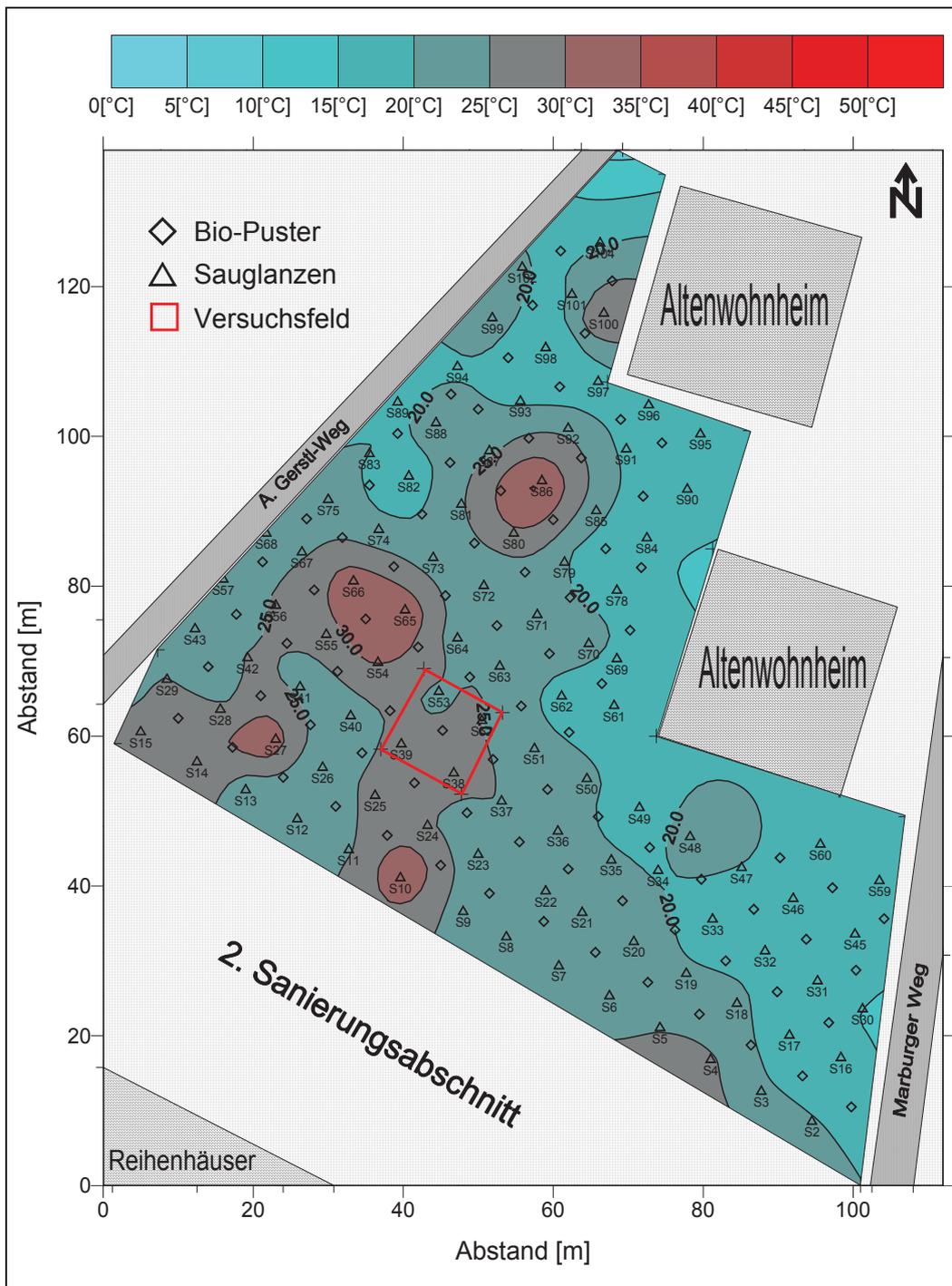


Abbildung 6.19: Flächiger Temperaturverlauf der Bodenluft am 03.06.1998 (4 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach

In den Abbildungen 6.20 - 6.22 werden die Ergebnisse nach achtwöchigen Sanierungsbetrieb und somit gleichzeitig die Ergebnisse der letzten Meßreihe im Rahmen des Standardbetriebs (1. Phase) dargestellt.

Die Sauerstoffkonzentrationen in der Bodenluft zeigten nahezu über das ganze Sanierungsfeld ein ausgeglichenes Konzentrationsniveau (siehe Abbildung 6.20). Nur in den Zonen mit erhöhter biologischer Aktivität, rund um die Absauglanzen S14/S27, S65/S66 sowie S86, wurden Konzentrationen kleiner 20 Vol-% gemessen. Aufgrund der starken Abhängigkeit der Sauerstoffkonzentration in der Bodenluft von der Sauerstoffanreicherung der eingeblasenen Druckluft und der Korrelation zwischen den Sauerstoffkonzentrations-, Kohlendioxidkonzentrations- und Temperaturverläufen der einzelnen Meßreihen wird in weiterer Folge auf seine Darstellung verzichtet.

Die Kohlendioxidkonzentrationen der Bodenluft vom 01.07.1998 ergaben wie erwartet weiterhin eine starke Korrelation mit den Sauerstoffwerten (Abbildung 6.21). In Bereichen von Sauerstoffsinken bildeten sich Kohlendioxidquellen (z.B. S14/S27, S65/S66) und umgekehrt. Beim Vergleich dieser Kohlendioxidmeßreihe mit der entsprechenden vom 03.06.1998 (4 Wochen Sanierung) zeigte sich nur eine unwesentliche Erhöhung des Gesamtkohlendioxidgehaltes (= Summe aller Kohlendioxidkonzentrationen an den 98 Sauglanzen), was möglicherweise auf den zu niedrigen Wassergehalt im Deponiekörper und somit auf nicht optimale Abbaubedingungen für die Mikroorganismen zurückzuführen war.

Die stärksten Änderungen zur Meßreihe vom 03.06.1998 ergaben sich beim Temperaturverlauf der Bodenluft (siehe Abbildung 6.22). Hier konnten in fast allen Bereichen des Sanierungsfeldes Temperaturerhöhungen festgestellt werden. In Bereichen mit hoher Abbauproduktivität wie rund um den Bereich der Absauglanze S66 wurden sogar Temperaturmaxima bis über 45 °C gemessen.

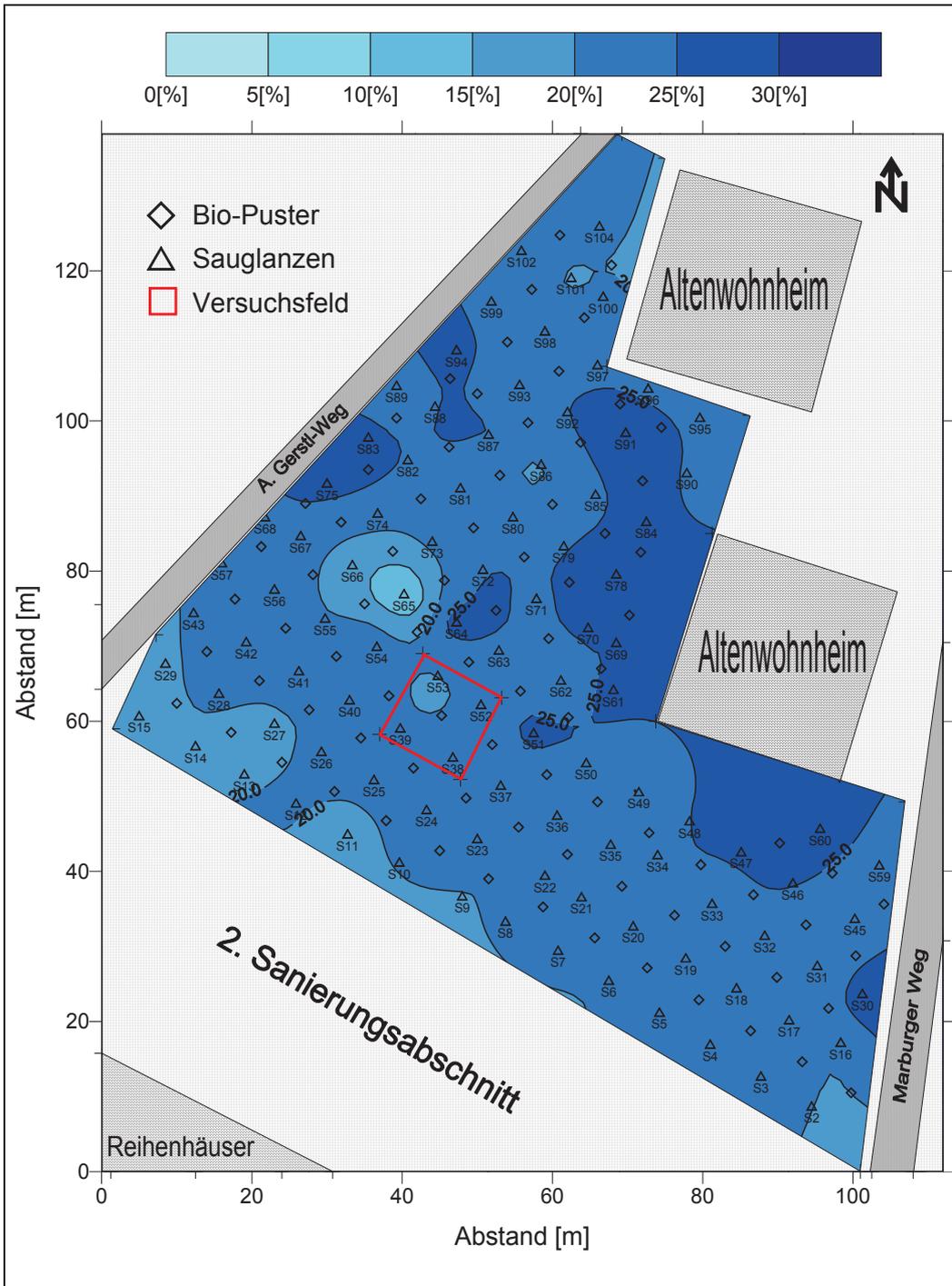


Abbildung 6.20: Flächiger Sauerstoffkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 01.07.1998 (8 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach

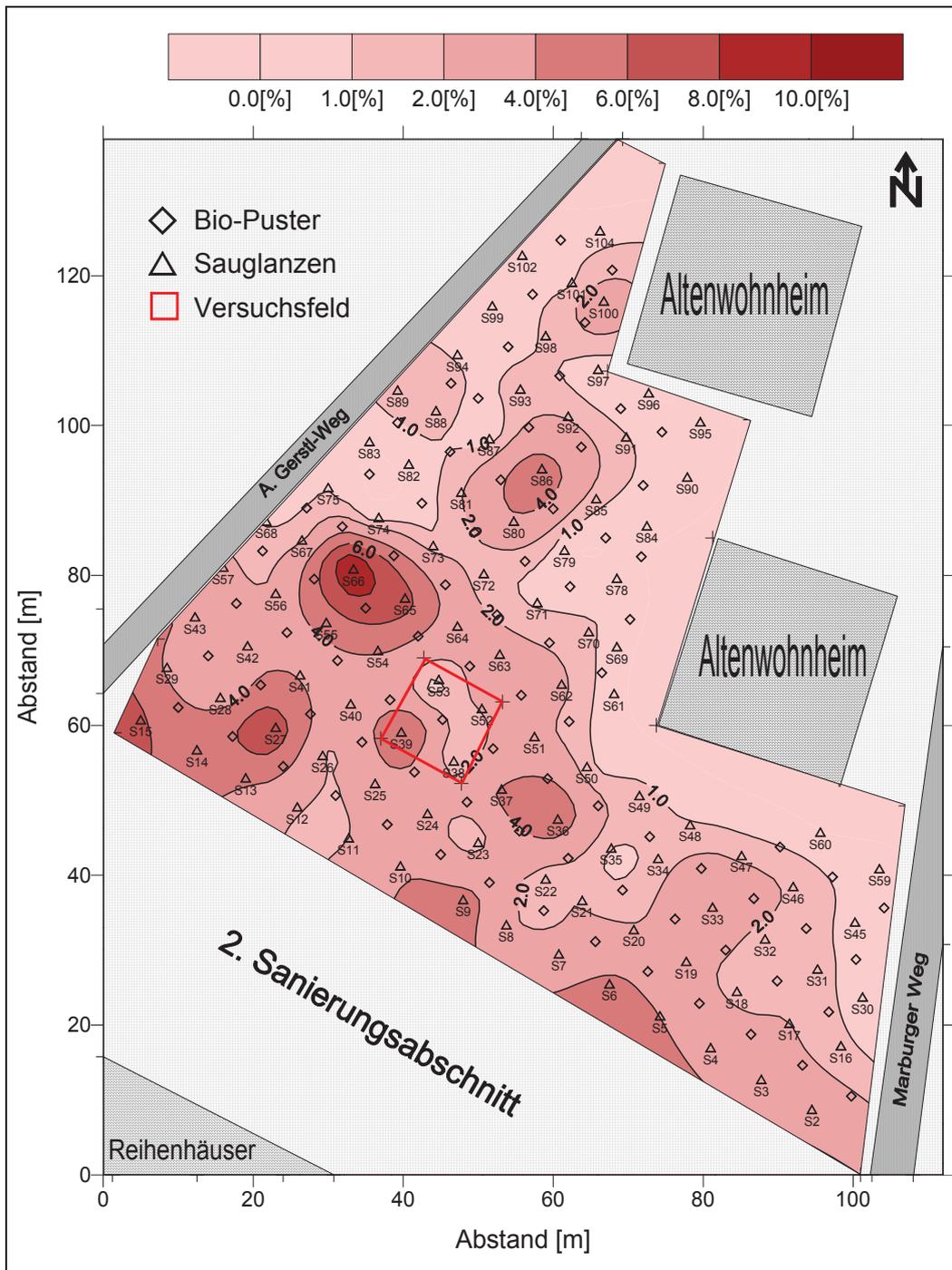


Abbildung 6.21: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 01.07.1998 (8 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach

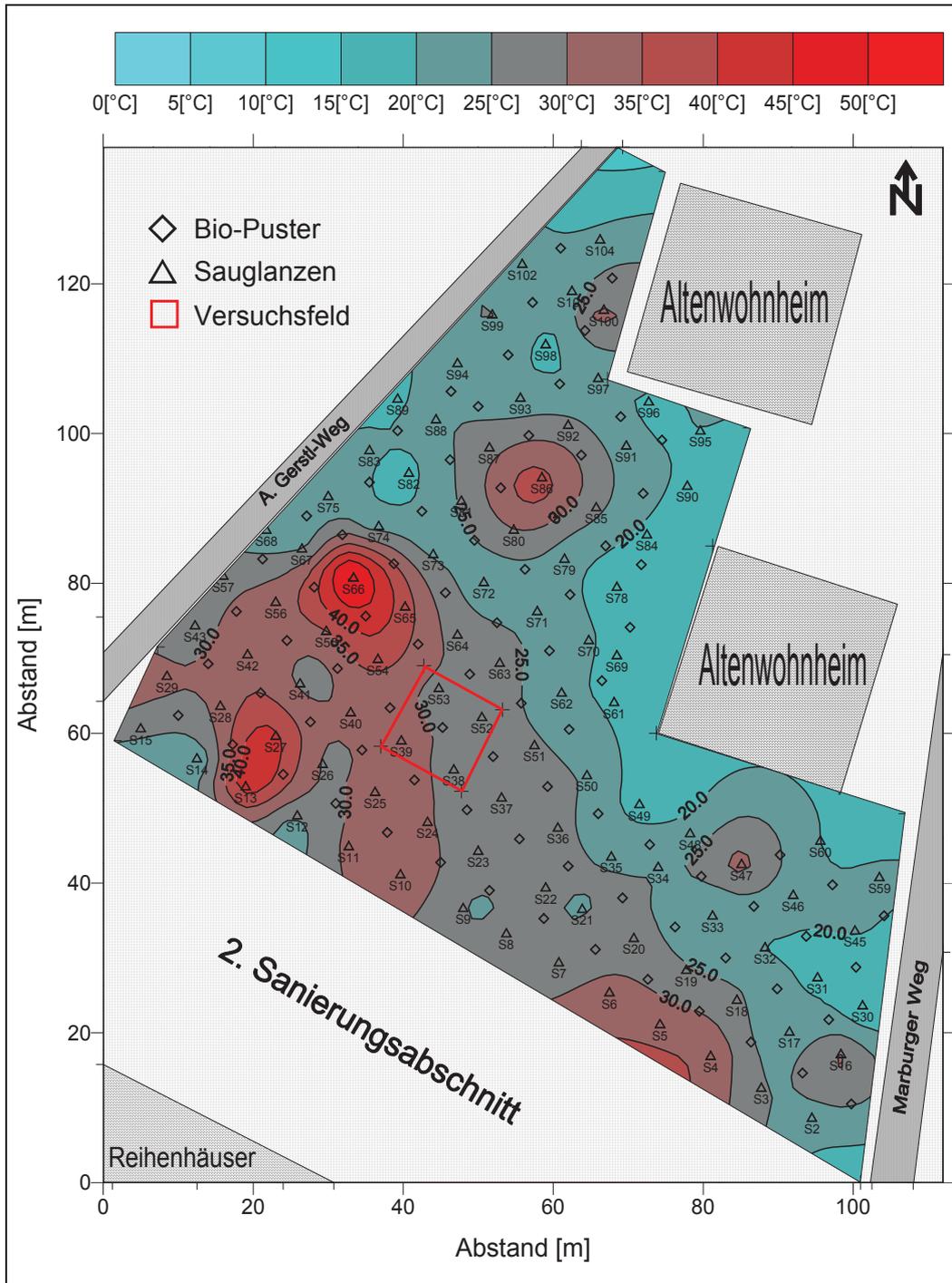


Abbildung 6.22: Flächiger Temperaturverlauf der Bodenluft am 01.07.1998 (8 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach

6.4.2 Der Standardbetrieb mit Wasserinjektion mittels Bio-Puster

Wie schon in Kapitel 6.2.1 erwähnt, wurden im Rahmen der Bohrlochherstellung zur Installation der Bio-Puster und Sauglanzen an jedem einzelnen Bohrloch Bodenproben in drei verschiedenen Tiefen gezogen. Diese Proben wurden vom Ingenieurbüro Lugitsch auf Trockensubstanz und Glühverlust untersucht. Die Analyse ergab Werte bei der Trockensubstanz zwischen 62 und 85%, wobei das Mittel knapp unter 80% lag. Die Auswertung des Glühverlustes erbrachte keine wesentlichen Überraschungen. Wie erwartet stieß man in manchen Bodenregionen auf Material mit hohen organischen Anteilen (Glühverlust bis zu 30%), im Durchschnitt jedoch ergaben die Analysen Glühverluste um 4% [Lugitsch 1998]. Zur Verifizierung der Meßergebnisse wurden am 23. und 24.06.1998 an zehn weiteren Punkten auf der Altlast Bodenproben in der Tiefe zwischen 2,5 und 3,0 m entnommen und auf ihren Wassergehalt analysiert. Dabei ergab sich ein Mittelwert des Wassergehaltes von 21,6 % (siehe Tabelle 6.5) [Porr Umwelttechnik Aktiengesellschaft 1998 b]. In Tabelle 6.5 wird der jeweilige Probenort durch die Angabe der umliegenden Absauglanzen bzw. Bio-Puster bestimmt.

Tabelle 6.5: Ergebnisse der Trockenmasseanalyse an zehn Punkten in der Altdeponie Feldbach vom 23. und 24.06.1998 (2,5 - 3,0 m Tiefe) [Porr Umwelttechnik AG 1998 b]

| Probennummer | Probenort | Trockenmasse [%] | Wassergehalt [%] |
|--------------|-----------------------|------------------|------------------|
| 1 | S18 - S19 - P17 | 81,5 | 18,5 |
| 2 | S21 - S22 - P20 | 74,5 | 25,5 |
| 3 | S27 - S28 - P26 | 77,8 | 22,2 |
| 4 | S66 - S67 - P56 | 79,7 | 20,3 |
| 5 | S87 - S88 - P73 - P74 | 80,7 | 19,3 |
| 6 | S101 - S102 - P82 | 78,6 | 21,4 |
| 7 | S44 - P45 - S62 | 77,3 | 22,7 |
| 8 | S47 - P48 - S65 | 75,3 | 24,7 |
| 9 | P60 - P61 - S80 | 81,9 | 18,1 |
| 10 | P75 - P76 - S96 | 76,6 | 23,4 |

In der wasserungesättigten Bodenzone spielt der Wassergehalt bei biologischen Umsetzungsprozessen eine große Rolle. Das Haftwasser um und zwischen den Bodenpartikeln stellt den Lebensraum für die Bodenorganismen dar. Wasser ist nicht nur Grundvoraussetzung für die Lebensfähigkeit der Mikroorganismen, sondern dient auch als Transportmedium für Nährstoffe und organische Substanzen. Es hat auch entscheidenden

Einfluß auf die Belüftbarkeit des Bodens, da in staunassen oder bindigen Böden die freie Diffusion der Luft in tiefere Bodenschichten eingeschränkt ist, was zum Ausbilden eines anaeroben Milieus führen kann. Weiters beeinflusst der Bodenwassergehalt die Menge des gelösten Materials sowie osmotischen Druck und pH-Wert der Bodenlösung. Untersuchungen zeigten, daß Bodenfeuchten von 50 - 80 % der spezifischen Wasserhaltekapazität (Wassersättigung) für den biologischen Schadstoffabbau optimal sind. [Fachgruppe Wasserchemie 1997]

Obwohl die spezifische Wasserhaltekapazität des Deponiematerials nicht bestimmt wurde, ging man davon aus, daß der Wassergehalt von ca. 20 % Einschränkungen in Bezug auf den biologischen Abbau bedeutete. Im nächsten Sanierungsschritt wurde daher mittels Wasserinjektion die Bodenfeuchte im Untergrund erhöht.

Dazu wurde ab dem 06.07.1998 wurde die Wasserdosierungseinrichtung des Bio-Pusters eingesetzt. Wie schon erwähnt, besteht beim Einsatz des Bio-Pusters nicht nur die Möglichkeit, Luftmengen unter hohem Druck in das zu belüftende Material einzubringen, sondern dem Deponiekörper bei jedem Druckstoß auch eine definierte Wassermenge zuzuführen. Dafür wurde eigens ein spezieller Deckel für den Bio-Puster mit Druckluft- und Wasseranschluß entwickelt (siehe Abbildung 6.23).



Abbildung 6.23: Deckel des Bio-Puster-Lanzenrohres mit Wasser- und Druckluftanschluß sowie mit Nachsaugrohr

Im Wasserreservoir des Deckels (Aluminiumgußteil) befindet sich ein Schwimmer, welcher über einen Hebel die Wasserzufuhr automatisch regelt. Ein in der Tiefe verstellbares Nachsaugrohr gibt die pro Schuß abgegebene Wassermenge an, d.h. je weiter das Rohr nach unten verschoben wird, um so größer ist die abgegebene Wassermenge. Zur problemlosen Regulierung sind am Rohr vier Markierungsringe angebracht, die die Mengen 25, 50, 75 und 100 ml anzeigen. Die Dosierung von maximal 130 ml erreicht man durch

Verschieben des Nachsaugrohrs nach unten bis zum Anschlag. [Maschinenbau, Bauwesen- und Umwelttechnik, Forschungs- und EntwicklungsgmbH. 1998]

Aufgrund der inhomogenen und teilweise sehr dichten Lagerung des Deponiematerials sowie dem Vorhandensein einer undurchlässigen Lehmschicht als natürliche geologische Barriere kam es zur Ausbildung von stark wassergesättigten Bereichen rund um die Lanzenspitzen einzelner Bio-Puster. D.h. bei jedem einzelnen Schuß wurde einerseits neues Wasser zudosiert, andererseits konnte weder die Druckluft noch das Wasser abgeführt werden. Diese Tatsache hatte folgende Auswirkungen auf den Bio-Puster:

- In manchen Fällen breitete sich die Druckluft zwischen Bio-Puster und Bohrlochwand (Weg des geringsten Widerstandes) nach oben aus, beschädigte die Compactionit-Dichtungsmasse und gelangte an die freie Atmosphäre. Somit war Wirkung des Bio-Pusters nicht mehr gegeben.
- In anderen Fällen hielten die Membrane der Entlüftungsventile dem durch das Wasserreservoir entstandenen Gegendruck nicht stand und wurden beschädigt. In dieser Sanierungsperiode mußten bei ca. 30 Bio-Pustern die Membranen der Entlüftungsventile gewechselt werden.

Im Zeitraum zwischen dem 06.07.1998 und 09.07.1998 erfolgte eine Zudosierung von insgesamt 10,7 m³ Wasser. Ein genaues Schema der Wasserverteilung im Deponiekörper war wegen der problematischen Untergrundverhältnisse und des dadurch verursachten unregelmäßigen Betriebs nicht zu erkennen.

Trotz der geschilderten Probleme versuchte man am 23. und 24.07.1998 erneut, die Wasserdosierungseinrichtung der Bio-Puster in Betrieb zu nehmen, wobei durchschnittlich 69 Liter Wasser pro Stunde in die Deponie eingespeist wurden. Ein weiteres mal mußte man jedoch feststellen, daß diese Art der Bewässerung bei einer derartigen Dichtlagerung des Deponiematerials nicht durchführbar war.

Die Betriebszustände in dieser Phase der Sanierung unterschieden sich unwesentlich zu denen in den vorangegangenen Wochen. Die Entlüftungsventile der Bio-Puster wurden so eingestellt, daß die Preßluft bei einem Druck von 2,5 bar explosionsartig abgegeben wurde. Der Unterdruck an der Vakuumpumpe saugseitig variierte zwischen 310 und 330 mbar, was einer Absaugmenge bis zu 2500 m³ Deponiegas pro Stunde entsprach. Eine genaue Übersicht über die Betriebszustände in der Zeit von 06.07.1998 - 26.07.1998 liefert Tabelle 6.6.

Tabelle 6.6: Betriebszustände bei der Sanierung der Altdeponie Feldbach, Standardbetrieb mit Wasserinjektion mittels Bio-Puster (06.07.1998-26.07.1998)

| Datum | Zuluft pro Puster [l/min] | Absaugung pro Sauger [l/min] | Sauerstoffgehalt der Zuluft [Vol-%] |
|----------------|---------------------------|------------------------------|-------------------------------------|
| 06.07.98 | 156,3 | 418,0 | 27,6 |
| 07.07.98 | 155,6 | 346,9 | 28,2 |
| 08.07.98 | 161,0 | 352,9 | 30,6 |
| 09.07.98 | 159,1 | 357,1 | 29,6 |
| 10.-12.07.1998 | 141,0 | 357,1 | 29,2 |
| 13.07.98 | 141,0 | 382,7 | 27,6 |
| 14.07.98 | Stillstand | Stillstand | Stillstand |
| 15.07.98 | 141,0 | 331,6 | 26,1 |
| 16.07.98 | 149,0 | 389,5 | 29,8 |
| 17.-19.07.1998 | 127,1 | 369,0 | 31,4 |
| 20.07.98 | 120,7 | 423,0 | 32,7 |
| 21.07.98 | 133,2 | 421,9 | 31,0 |
| 22.07.98 | 162,4 | 428,4 | 32,0 |
| 23.07.98 | 133,0 | 308,5 | 32,4 |
| 24.-26.07.1998 | 152,7 | 280,3 | 31,0 |

Der Sauerstoffgehalt in der Zuluft wurde auch in diesem Sanierungszeitraum auf einen Wert zwischen 28 und 32 Vol-% festgelegt, um ein aerobes Milieu in allen Teilbereichen der Altlast garantieren zu können. Mit einer mehr als zweifach höheren Absaugleistung (im Schnitt 360 Liter Deponiegas pro Minute und Absauglanze) im Vergleich zur Druckluftversorgung (durchschnittlich 145 Liter sauerstoffangereicherte Druckluft pro Minute und Bio-Puster) wollte man weiterhin ein Vagabundieren von gesundheitsschädigenden Deponiegasen verhindern.

Die Abbildungen 6.24 und 6.25 zeigen die Ergebnisse der Meßreihe vom 29.07.1998, wobei nicht zu beantworten ist, ob die ansteigenden Kohlendioxidkonzentrationen und Temperaturen der Bodenluft tatsächlich auf die sporadische Bewässerung mittels der Bio-Puster zurückzuführen sind.

Die Kohlendioxidkonzentrationen der Bodenluft zeigten ähnliche Ergebnisse wie bei der Meßreihe vom 01.07.1998. Jene Teilbereiche mit hoher biologischer Abbauaktivität und somit mit hoher Kohlendioxidproduktion blieben nicht nur erhalten, sondern konnten ihre Kohlendioxidwerte auf Maxima bis zu 10 Vol-% (Sauglanze S27) steigern. Weiters konnte während dieses Zeitraumes die Ausbildung einer Kohlendioxidquelle rund um die Absauglanzen S5 und S6 festgestellt werden. Allgemein wurden entlang der Abzäunung zum zweiten Sanierungsabschnitt erhöhte Kohlendioxidwerte gemessen, die wahrscheinlich auf einen Einfluß der Sauerstoffanreicherung in den Randgebieten des zweiten Sanierungsabschnittes und somit auf erhöhte biologische Aktivitäten zurückzuführen sind.

Der flächige Temperaturverlauf der Bodenluft dieser Meßreihe setzte den tendenziellen Temperaturanstieg der vorangegangenen Meßreihen fort. Rund um alle „hot-spot-Bereiche“ erhöhte sich die Temperatur, wobei an den Absauglanzen S13 und S27 Temperaturen um

50°C und an der Absauglanze S65 ein Maximum von 60°C gemessen wurde. In diesen Bereichen ließen die hohen Temperaturen auf einen Wechsel der Organismenpopulation von mesophile auf thermophile Mikroorganismen schließen.

Die hohe Absaugleistung an den Lanzen hatte neben einer guten Sauerstoffverteilung in den verschiedenen Bodenregionen möglicherweise auch zur Folge, daß es durch das rasche Durchsaugen der Luft im Untergrund zu Abkühleffekten kam. Da die Geschwindigkeit, mit der Stoffwechselprozesse und Wachstum von Mikroorganismen ablaufen, gemäß der Van`t-Hoff'schen Regel temperaturabhängig ist, ergibt sich auch eine Abhängigkeit der Abbaugeschwindigkeit von Kontaminanten bei biologischen Sanierungen von der Temperatur. Zu starke Kühleffekte, sei es durch Wasserinjektion oder durch starkes Absaugen, können sich unter Umständen in verminderten Abbauleistungen niederschlagen.

Die inhomogenen und teilweise äußerst dichten Lagerungsverhältnisse im Untergrund und die unregelmäßige Bewässerung verhinderten hingegen deutlichere Auswirkungen des optimierten Feuchtegehaltes, die in Form eines stärkeren Anstieges der Temperatur bzw. der Kohlendioxidkonzentration zu erkennen gewesen wären.

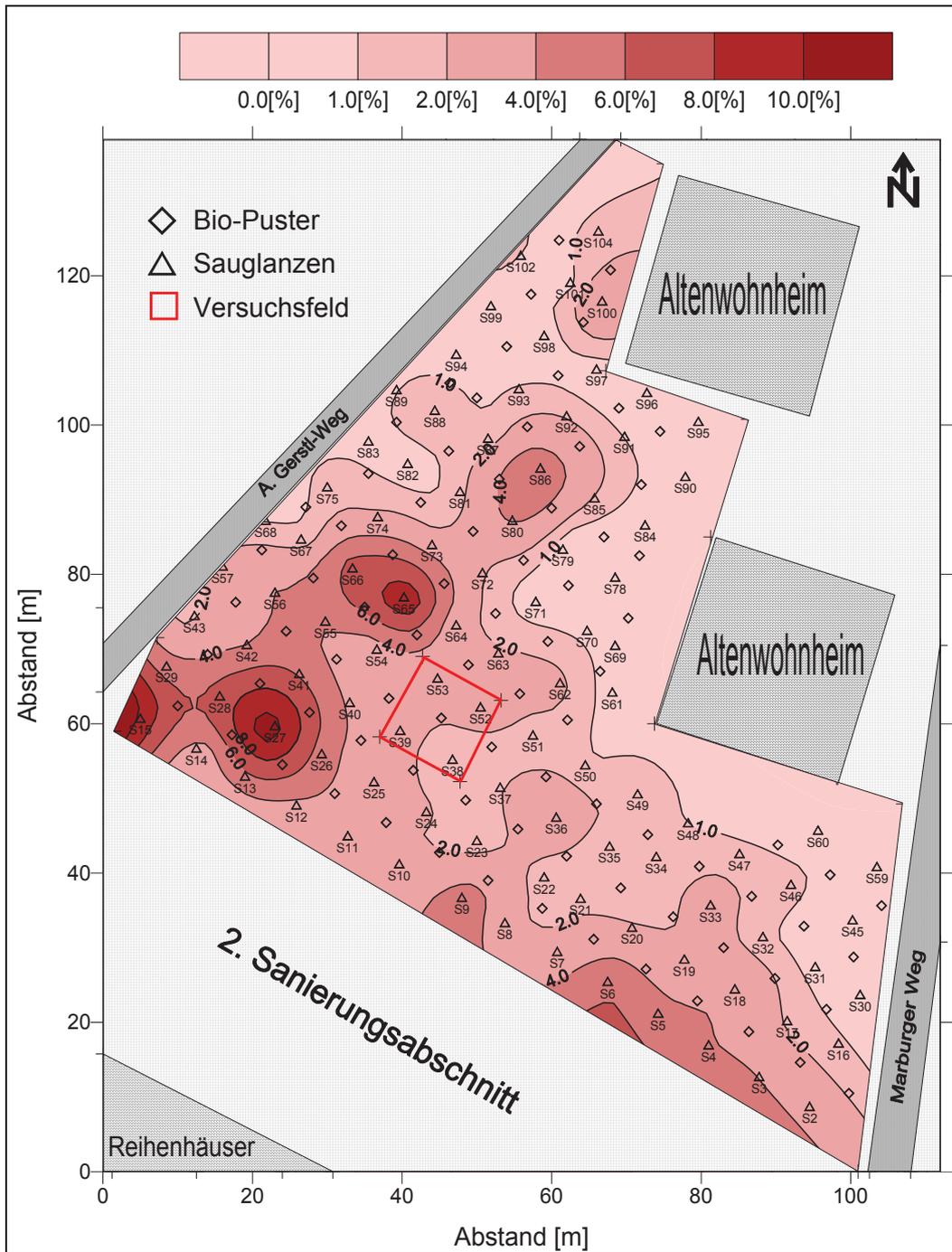


Abbildung 6.24: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 29.07.1998 (12 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach

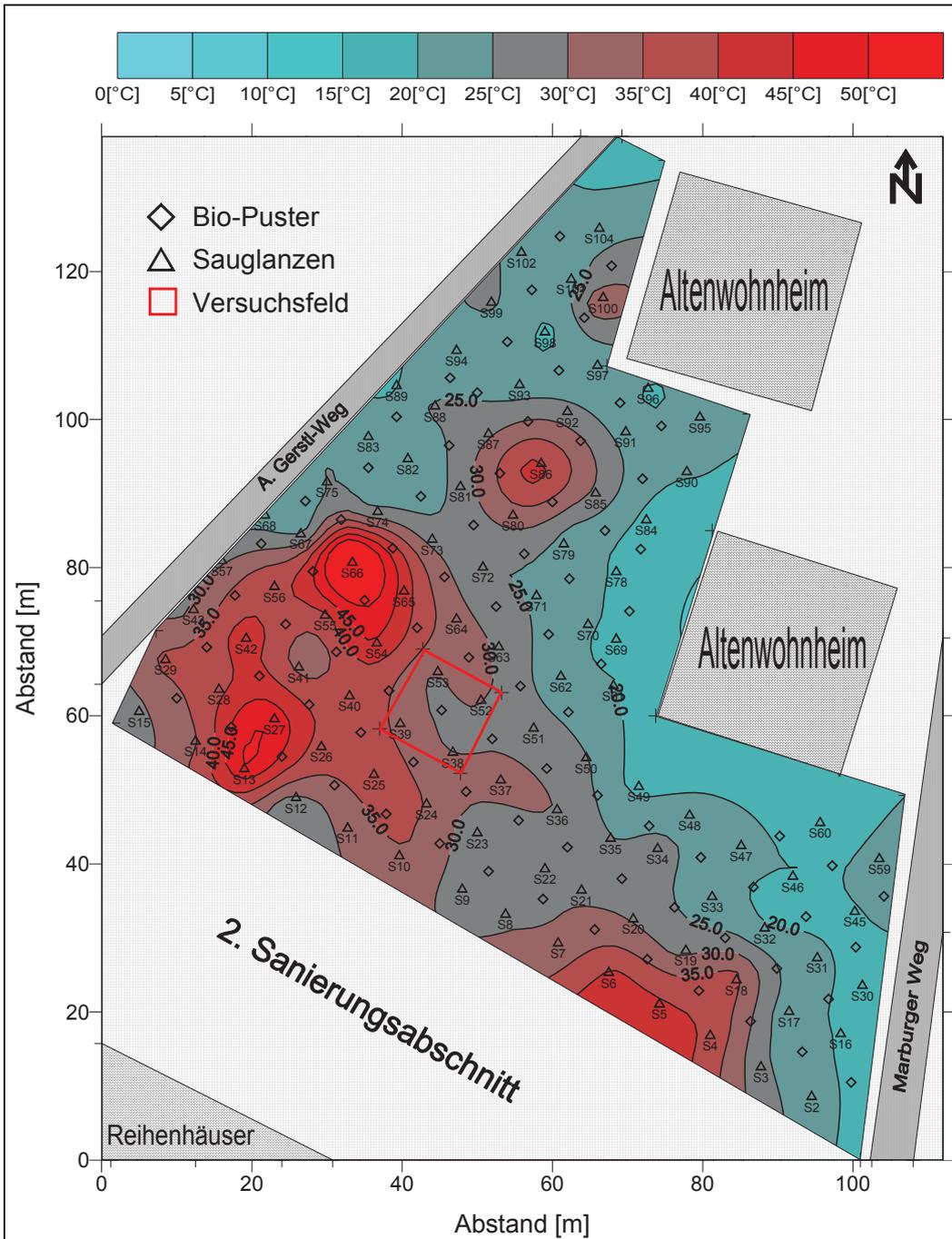


Abbildung 6.25: Flächiger Temperaturverlauf der Bodenluft am 29.07.1998 (12 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach

Nach der erfolglosen Verwendung der Wasserdosierungseinrichtung des Bio-Pusters wurde der Sanierungsbetrieb in Form des Standardbetriebes (2. Phase) weitergeführt. Zu diesem

Zeitpunkt konnte man davon ausgehen, daß alle gefährlichen vagabundierenden Deponiegase bereits aus der Deponie abgesaugt worden waren und sich die Deponie vollständig im aeroben Stadium befand. Deshalb wurden ab dem 10. August 1998 die Absaugleistungen auf Mengen zwischen 150 und 170 l/min und Sauglanze abgesenkt, was einem Unterdruck zwischen 170 und 190 mbar an der Vakuumpumpe entsprach. Somit entfiel der Kühleffekt, der möglicherweise durch das rasche Durchsaugen der Luft im Deponiekörper verursacht wurde. Die Zuluftleistung hingegen wurde während dieser Periode auf einem höheren Wert um 240 l/min und Bio-Puster konstant gehalten. Man kann davon ausgehen, daß das nicht über die Absauglanzen geführte Restgas an Schwachstellen der Deponieoberfläche in die Atmosphäre gelangte. Aufgrund nicht mehr vorhandener Methan- bzw. Schwefelwasserstoffgehalte in der Bodenluft kann angenommen werden, daß diese Prozeßführung keine Umweltgefährdung darstellte. Mit einer Sauerstoffanreicherung von durchschnittlich 30,5 Vol-% in der Zuluft und verringerten Absaugleistungen erwartete man sich eine weitere Steigerung der biologischen Abbauleistungen. Die genauen Betriebszustände sind der Tabelle 6.7 zu entnehmen.

Tabelle 6.7: Betriebszustände bei der Sanierung der Altdeponie Feldbach, Standardbetrieb (2. Phase), (27.07.1998-13.09.1998)

| Datum | Zuluft pro Puster [l/min] | Absaugung pro Sauger [l/min] | Sauerstoffgehalt der Zuluft [Vol-%] |
|-------------------|---------------------------|------------------------------|-------------------------------------|
| 27.07.98 | 230,2 | 289,1 | 30,6 |
| 28.07.98 | 156,3 | 289,1 | 30,0 |
| 29.07.98 | 231,4 | 289,1 | 24,5 |
| 30.07.98 | 254,4 | 289,1 | 30,3 |
| 31.07.-02.08.1998 | 254,6 | 278,6 | 26,1 |
| 03.08.98 | 289,7 | 278,6 | 32,2 |
| 04.08.98 | 213,4 | 261,6 | 31,9 |
| 05.08.98 | 246,9 | 261,6 | 32,2 |
| 06.08.98 | 246,9 | 261,6 | 31,2 |
| 07.-08.08.1998 | 233,6 | 256,5 | 32,1 |
| 09.08.98 | 255,4 | 256,5 | 32,1 |
| 10.08.98 | 255,4 | 157,0 | 30,5 |
| 11.08.98 | 254,0 | 156,1 | 27,5 |
| 12.08.98 | 229,0 | 156,0 | 23,0 |
| 13.08.98 | 226,0 | 170,1 | 31,5 |
| 14.-15.08.1998 | 244,7 | 170,1 | 31,7 |
| 16.-18.08.1998 | 243,1 | 170,1 | 30,8 |
| 19.08.98 | 243,1 | 179,8 | 31,6 |
| 20.-24.08.1998 | 246,4 | 166,7 | 32,6 |
| 25.08.98 | 246,4 | 136,1 | 31,0 |
| 26.08.98 | 251,2 | 144,6 | 29,6 |
| 27.08.98 | 251,2 | 144,6 | 32,2 |
| 28.-30.08.1998 | 250,4 | 144,6 | 31,7 |
| 31.08.98 | 247,1 | 149,7 | 31,1 |
| 01.09.98 | 240,9 | 149,7 | 27,9 |
| 02.09.98 | 244,3 | 148,8 | 32,5 |
| 03.-06.09.1998 | 237,0 | 163,3 | 32,0 |
| 07.-13.09.1998 | Ausfall | Brand | Ausfall |

Mögliche Auswirkungen dieser Veränderung der Prozeßparameter werden in den Abbildungen 6.26 und 6.27 dokumentiert, die die Meßreihe vom 02.09.1998 darstellen.

Die Kohlendioxidkonzentrationen der Bodenluft erreichten während dieser Phase der Sanierung ihre Maximumswerte. Die genaue Darstellung der gemittelten Kohlendioxidgehalte der einzelnen Meßreihen (zeitlicher Verlauf) ist Kapitel 7 zu entnehmen. Abbildung 6.30 zeigt den flächigen Kohlendioxidkonzentrationsverlauf vom 02.09.1998, wobei die Kohlendioxidwerte eine leicht abnehmende Tendenz aufwiesen, nachdem sie am 19.08.1998 (Meßreihe siehe Anhang) ihr Maximum erreicht hatten. Der Deponiekörper zeigte jedoch noch immer erheblich höhere Kohlendioxidwerte als in der zuletzt dargestellten Meßreihe vom 29.07.1998. Vor allem die an den zweiten Sanierungsabschnitt angrenzenden Randzonen entwickelten sich immer mehr in Bereiche mit hoher biologischer Abbautätigkeit. Die Maximalkonzentration wurde an der Absauglanze S15 mit knapp unter 14 Vol-% ermittelt.

Die Temperatur der Bodenluft verlief auch in dieser Periode analog zu den Kohlendioxidwerten, wobei auch am 19.08.1998 im Mittel die höchsten Temperaturen gemessen wurden. Im Rahmen der Meßreihe vom 02.09.1998 (siehe Abbildung 6.27) erreichte die Bodenluft trotz bereits abnehmender Tendenz im süd-westlichen Teil des Sanierungsfeldes Temperaturen bis zu 60°C. Die „hot-spot-Bereiche“ gingen weiterhin mit den Kohlendioxidquellen konform. Der biologische Abbau von Schadstoffen und somit die Produktion von Kohlendioxid und Wärme vollzog sich bis zu diesem Zeitpunkt der Sanierung gemäß einer ansteigenden Glockenkurve, von der abzusehen war, daß sie nach Erreichen des Maximumwertes wieder zu ihren Ausgangswert oder möglicherweise einem noch tieferen Wert zurückkehrt.

Am 07.09.1998 kam es zu einem Brand in der Sauerstoffmischanlage aufgrund eines defekten Heizkörpers im Sauerstoffmischcontainer. Der gesamte Sanierungsbetrieb mußte in der Zeit von 07.-13.09.1998 wegen Arbeiten der Sachverständigen sowie der Installation der neuen Sauerstoffmischanlage vorübergehend eingestellt werden. Die neue Sauerstoffmischanlage unterschied sich von der alten lediglich in einem hinter der Mischanlage nachgeschalteten Tank mit einem Volumen von 2 m³, der einerseits eine bessere Durchmischung des Sauerstoffs mit der Luft gewährleisten und andererseits Druckstöße verhindern sollte.

Nach einem knapp einwöchigen Sanierungsstillstand wurde am Montag dem 14.09.1998 die Anlage wieder in Betrieb genommen.

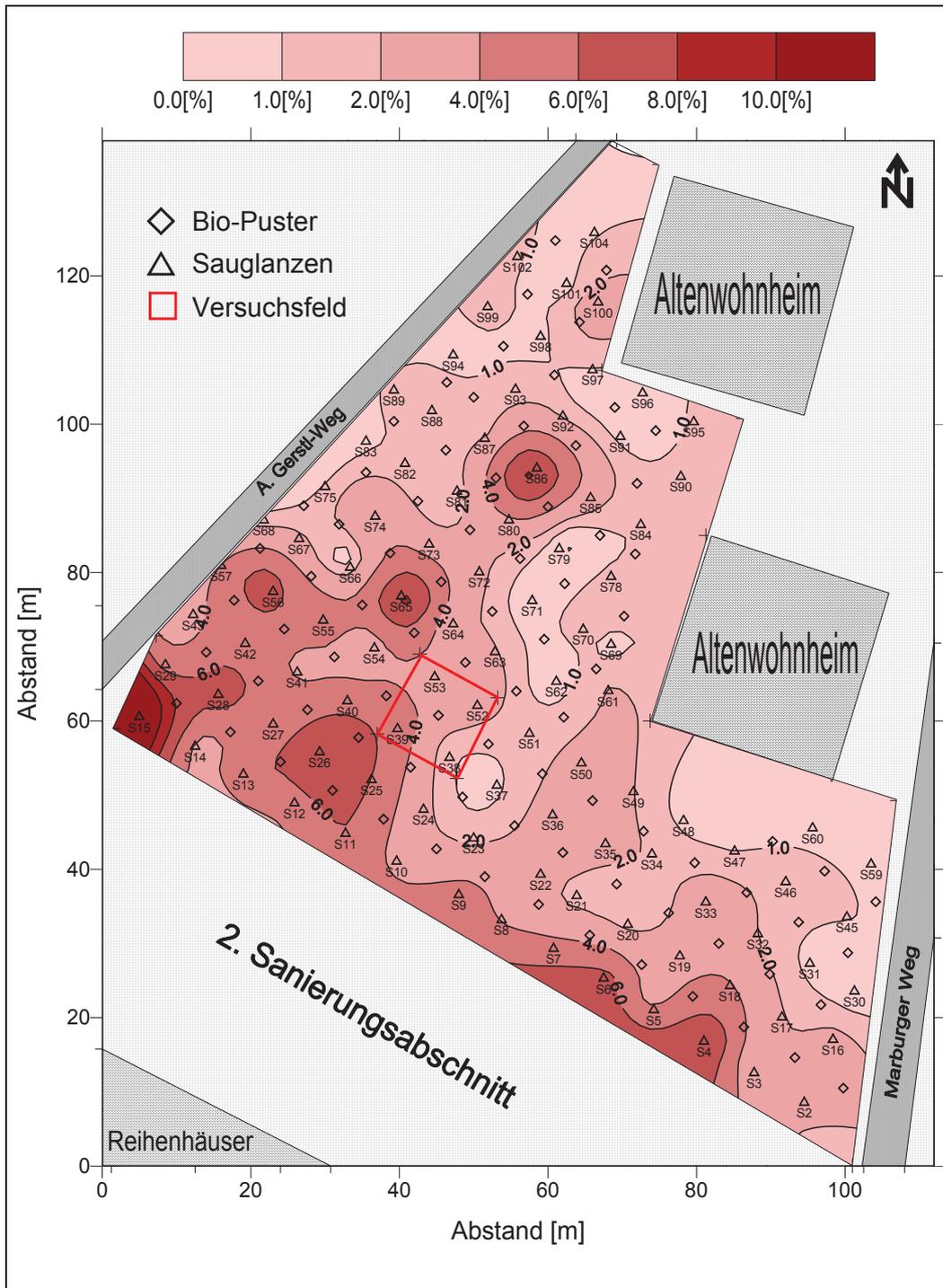


Abbildung 6.26: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 02.09.1998 (17 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach

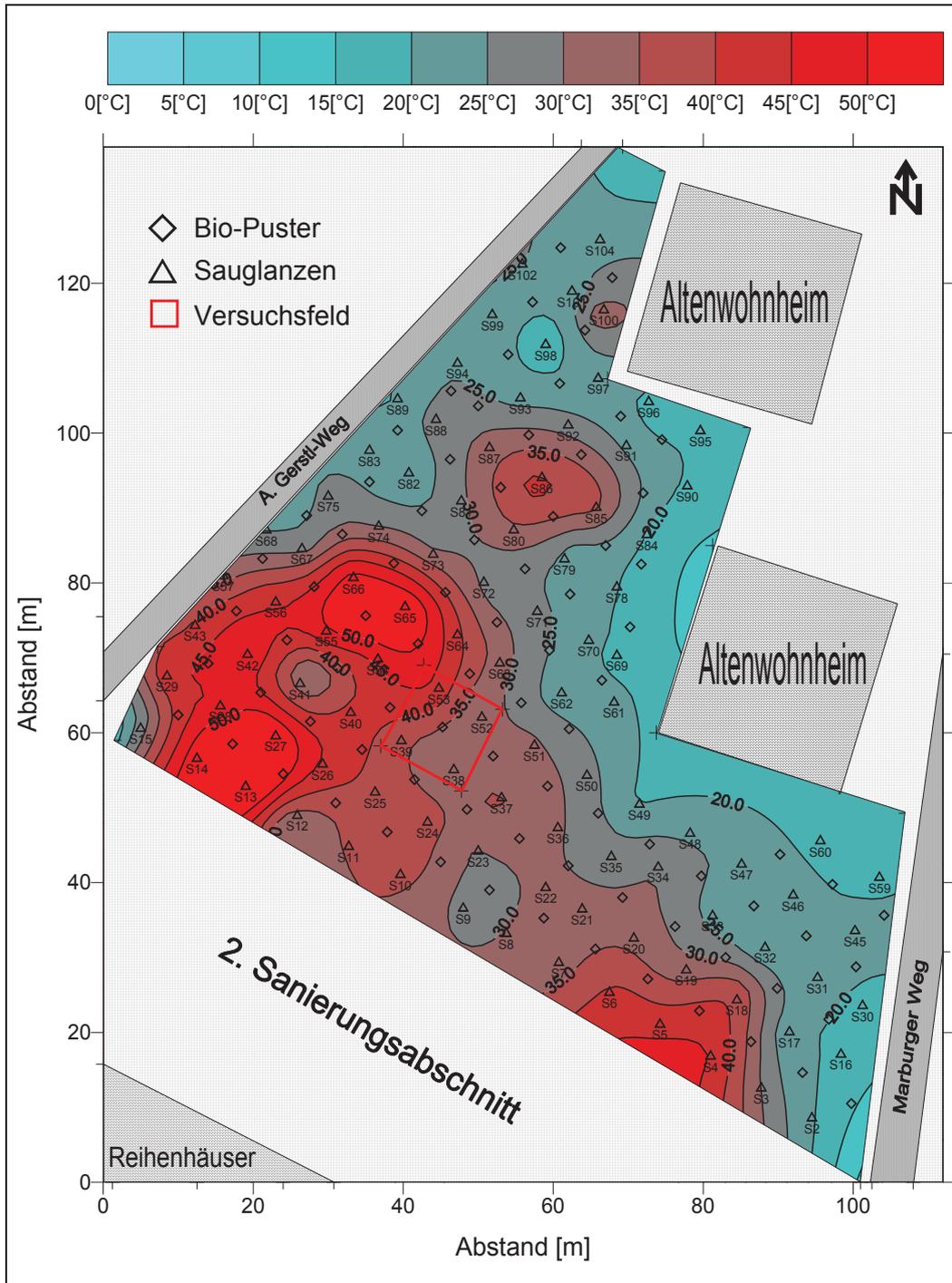


Abbildung 6.27: Flächiger Temperaturverlauf der Bodenluft am 02.09.1998 (17 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach

6.4.3 Der Standardbetrieb mit Wasserinjektion mittels Injektionslanzen

Um auch in weiterer Folge dem Deponiekörper Wasser für biochemische Umsetzungsprozesse zuzuführen zu können ohne weiterhin die Bio-Puster zu beschädigen, entschied man sich für eine Installation von gleichmäßig über das Sanierungsfeld verteilten Injektionslanzen. Dabei handelte es sich um verzinkte Stahlrohre, die für eine Wasserzufuhr in höher liegenden Schichten der Deponie sorgen sollten. Die Injektionslanzen können dabei mit Vollrohren meterweise verlängert werden. Bei der Sanierung wurden 100 cm lange Vollrohre, die mit den lanzenförmigen Endstücken (50 cm mit Perforierung) verschraubt wurden, eingesetzt (siehe Abbildung 6.28).

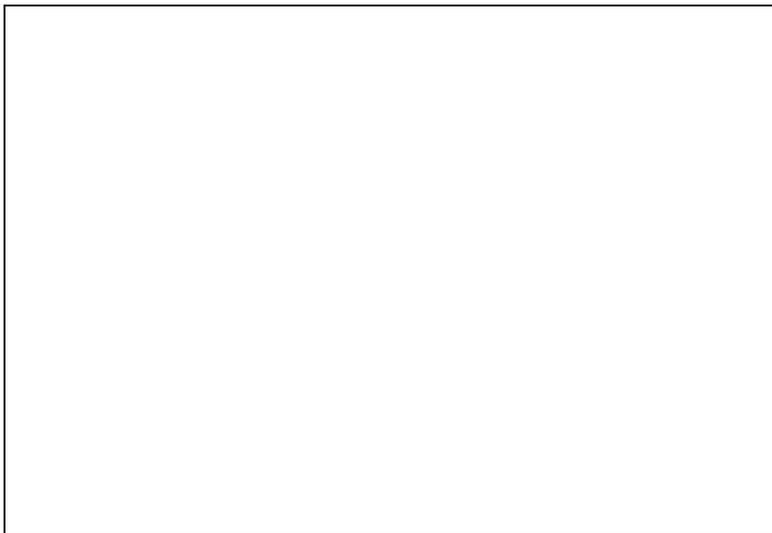


Abbildung 6.28: Wasserlanzen (unverschraubt) bei der Sanierung der Altlast Feldbach

Bei der Installation wurden mit einem Schneckenbohrer 30 cm tiefe Bohrlöcher vorgebohrt, in deren Mitte die Injektionslanzen in den Boden gerammt wurden. Das Bohrloch wurde zur oberflächigen Abdichtung mit Compactonit-Granulat aufgefüllt. Die Wasserlanzen wurden über Nebenleitungen (Durchmesser $\frac{1}{2}$ Zoll) und Hauptleitungen (Durchmesser $\frac{3}{4}$ Zoll) mit der örtlichen Wasserversorgungsleitung verbunden. Mit einem Kugelhahn am oberen Ende der Wasserlanze konnte individuell die Wasserversorgung für jede Lanze reguliert werden (siehe Abbildung 6.29).

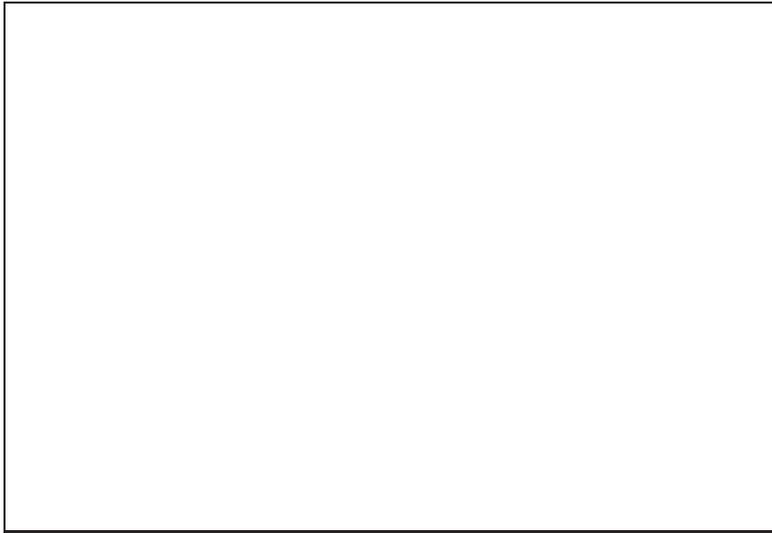


Abbildung 6.29: Injektionslanze zur Feuchtigkeitsoptimierung des Deponiekörpers der Altlast Alois-Gerstl-Weg

Insgesamt wurden 69 Lanzen in den Deponiekörper eingebracht, wobei einzelne Teilbereiche aufgrund von Drainageleitungen und baulichen Umständen ausgespart wurden (siehe Abbildung 6.30).

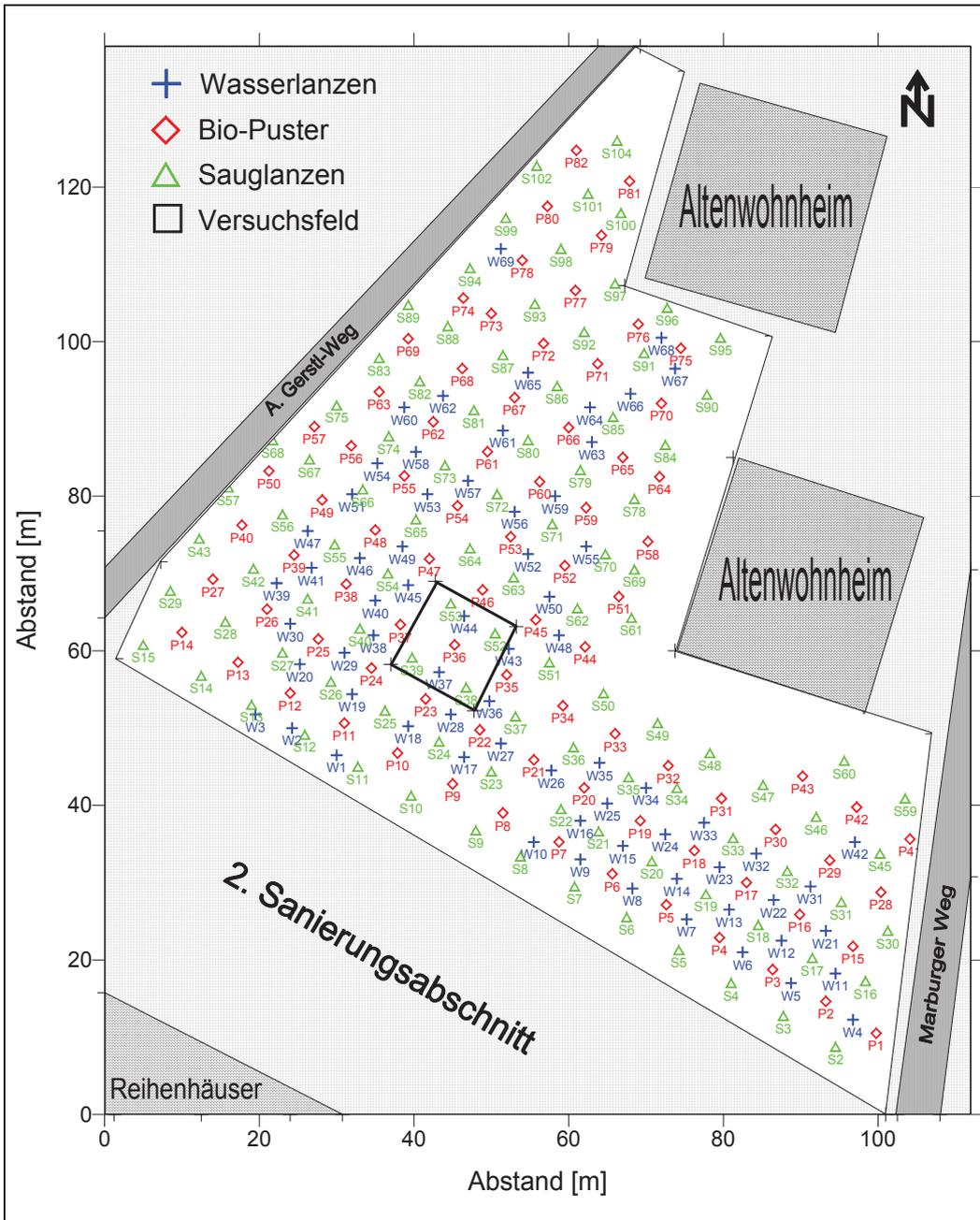


Abbildung 6.30: Lageplan des ersten Sanierungsabschnittes mit genauer Verteilung der Bio-Puster, Absauglanzen sowie der Injektionslanzen

Um die Funktionstauglichkeit der neuen Sauerstoff-Luft-Mischanlage nach dem Brandfall zu überprüfen, wurde am 11.09.1998 ein dreistündiger Versuchsbetrieb (ohne Betrieb der Kompressoren) durchgeführt. Man begann aber erst am 14.09.1998 mit der eigentlichen

Inbetriebnahme der Anlage, wobei die Absaugeinrichtungen ab 08.00 und das Zuluftsystem ab 12.00 Uhr eingeschaltet wurden. Die Betriebszustände zwischen 14. und 20.09.1998 (siehe Tabelle 6.8) wurden wie in den vorangegangenen Wochen konstant gehalten: Mit erhöhten Zuluftmengen (238 l/min und Bio-Puster) und etwas niedrigeren Absaugleistungen von ca. 160 l/min und Sauger (195 mbar Unterdruck an der Wasserringpumpe) versuchte man, auch in dieser Phase der Sanierung alle Bereiche der Deponie mit genügend Sauerstoff zu versorgen.

Tabelle 6.8: Betriebszustände bei der Sanierung der Altdeponie Feldbach, Standardbetrieb mit Wasserinjektion mittels Injektionslanzen, (14.09.1998-20.09.1998)

| Datum | Zuluft pro Puster [l/min] | Absaugung pro Sauger [l/min] | Sauerstoffgehalt der Zuluft [Vol-%] | Wasserdosierung mittels Injektionslanzen [m³] |
|----------|------------------------------|---------------------------------|---|---|
| 14.09.98 | 238,0 | 161,6 | 34,0 | ----- |
| 15.09.98 | 238,0 | 161,6 | 31,0 | ----- |
| 16.09.98 | 238,0 | 161,6 | 31,1 | 31,5 |
| 17.09.98 | 238,0 | 161,6 | 31,2 | 40,6 |
| 18.09.98 | 238,0 | 161,6 | 31,4 | 15,4 |
| 19.09.98 | 238,0 | 161,6 | 31,4 | ----- |
| 20.09.98 | 238,0 | 161,6 | 31,4 | ----- |

Nach Fertigstellung der Installationarbeiten an den Wasserdosierungseinrichtungen konnte ab dem 16.09.1998 mit der erneuten Optimierung des Feuchtegehalts im Deponiekörper begonnen werden. Die Hauptleitung zur Wasserdosierung wurde an das örtliche Wasserversorgungsnetz angeschlossen, in dem man aufgrund eines eingebauten Druckminderventiles einen Wasserdruck von etwa 3 bar am Anschluß vorfand. Es wurden jedoch nicht alle Wasserlanzen gleichzeitig an das Netz angeschlossen. Gestaffelt in Gruppen von jeweils 23 Wasserlanzen wurde in drei Tagen systematisch der gesamte Sanierungsabschnitt bewässert. Um den Vorgang besser kontrollieren zu können, wurde die Einspeisung lediglich bei Anwesenheit des zuständigen Personals, also in einem 12-Stunden-Betrieb, durchgeführt. Vom 16. - 18.09.1998 wurden auf diese Weise 87,5 m³ Wasser in die Deponie eingespeist. Mit dieser Art der Bewässerung erhoffte man sich eine bessere Verteilung der Flüssigkeit ohne eine erneute Ausbildung von Wasserreservoirs in Teilbereichen der Deponie.

Da aufgrund dieser Prozeßparametermodifikation keine wesentlichen Änderungen in der Bodenluftzusammensetzung bzw. -temperatur seit dem letzten Meßdurchgang zu erkennen waren, wird auf eine Darstellung des Meßdurchganges am Ende dieser Sanierungsphase verzichtet. Dieser kann dem Anhang entnommen werden.

6.4.4 Der Standardbetrieb mit Warmwasserinjektion mittels Injektionslanzen

Die Wassereinspeisung zwischen 14.09.1998 und 20.09.1998 hatte neben der Optimierung des Feuchtegehalts auch möglicherweise Auswirkungen auf die Temperaturentwicklung der Bodenluft. Da das Wasser aus dem örtlichen Versorgungsnetz eine Temperatur von etwa 10°C aufwies, war zu befürchten, daß es zu einer Abkühlung der Bodenzone und somit auch zur Verringerung der biologischen Abbauprozesse führt. Um diesem Abkühlungseffekt entgegenzuwirken, wurde vorgewärmtes Wasser eingesetzt. In einem Elektroboiler mit einem Fassungsvermögen von 300 l, der im Sauerstoffmischcontainer plaziert war, wurde das Wasser auf eine Temperatur von ca. 30°C vorgewärmt und dann erst über die Injektionslanzen in den Deponiekörper eingebracht. Diese neue Sanierungsstrategie wurde in der Sanierungswoche 20, also vom 21.09.1998 bis zum 27.09.1998, angewandt. Die Systematik der Injektion blieb dieselbe. In einem 12-Stundenbetrieb wurden im Laufe der Woche alle Wasserlanzen an das Versorgungsnetz angeschlossen, um eine vollständige Bewässerung des gesamten Sanierungsabschnittes zu garantieren. Insgesamt wurden 38,5 m³ vorgewärmtes Wasser in die Deponie eingespeist (siehe Tabelle 6.9).

Mit etwas niedrigeren Zuluftmengen (ca. 220 l/min und Bio-Puster) und konstanten Absaugleistungen von ca. 160 l/min und Sauger (195 mbar Unterdruck an der Wasserringpumpe) wurde weiterhin die Strategie der vergangenen Wochen verfolgt, den Deponiebereich mit ausreichenden Luft- und Sauerstoffmengen zu versorgen. Dabei wurde der Sauerstoffgehalt der Zuluft auf knapp 34 Vol-% angehoben.

Tabelle 6.9: Betriebszustände bei der Sanierung der Altdeponie Feldbach, Standardbetrieb mit Warmwasserinjektion mittels Injektionslanzen (20.09.1998-27.09.1998)

| Datum | Zuluft pro Puster [l/min] | Absaugung pro Sauger [l/min] | Sauerstoffgehalt der Zuluft [Vol-%] | Wasserdosierung mittels Injektionslanzen [m ³] |
|----------|------------------------------|---------------------------------|---|--|
| 21.09.98 | 238,2 | 161,6 | 29,6 | 11,4 |
| 22.09.98 | 230,0 | 161,6 | 32,2 | 1,7 |
| 23.09.98 | 206,2 | 161,6 | 32,1 | 6,4 |
| 24.09.98 | 221,3 | 161,6 | 33,5 | 4,4 |
| 25.09.98 | 220,7 | 161,6 | 33,7 | 14,6 |
| 26.09.98 | 220,7 | 161,6 | 33,7 | ----- |
| 27.09.98 | 220,7 | 161,6 | 33,7 | ----- |

Die erhoffte Trendwende in Bezug auf den Fortlauf der Sanierung durch die Warmwassereinspeisung und die daraus zu erwarteten verbesserten biochemischen Umsetzungsprozesse entsprach nicht den Erwartungen. Die Vorwärmung des Wassers und der dadurch vermiedene Abkühleffekt konnte nichts an der Tatsache ändern, daß sowohl die Temperatur als auch die Kohlendioxidkonzentration der Bodenluft weiterhin die abnehmende Tendenz der zuletzt dargestellten Meßreihe beibehielten.

Abbildung 6.31 läßt erkennen, daß die Kohlendioxidkonzentration der Bodenluft in den Bereichen erhöhter biologischer Aktivität (rund um den Sauglanzen S4/S5 und S13/S27) bei der Messung vom 30.09.1998 kaum höhere Gehalte als 8 Vol-% erreichten. Andere Kohlendioxidquellen verloren sowohl an der Höhe ihrer Kohlendioxidgehalte als auch an ihrer Ausdehnung (siehe Sauglanzen S56, S65 sowie S85).

Diese Entwicklung ging auch mit den Ergebnissen der Temperaturmessung an den Sauglanzen konform (Abbildung 6.32). Zwar stimmten weiterhin die hot-spot-Bereiche mit den Kohlendioxidquellen überein, dennoch wurden kaum noch höhere Temperaturen als 45 °C in der Bodenluft beobachtet. Es ist anzunehmen, daß es in weiterer Folge wieder zu einem Wechsel der Bakterienpopulationszusammensetzung gekommen ist. Thermophile Bakterienkulturen wurden in den biologisch aktiven Zonen wieder von mesophilen Bakterien abgelöst.

6.4.5 Der Standardbetrieb mit Injektion einer Mikroorganismenlösung mittels Injektionslanzen

Wie schon erwähnt, benötigen Mikroorganismen zum Wachstum, d.h. zur Bildung von Biomasse, neben einer Energie- auch eine Kohlendioxidquelle. Durch Reduktion oxidierter Substanzen in einer gekoppelten Reduktion wird die Energie zum Zellwachstum zur Verfügung gestellt. Mineralsalze liefern neben den Hauptelementen wie C, O, H, N, S, K, Mg, Ca, Fe, Na und Cl auch Spurenelemente (Zn, Mn, Mo, Co, Cu, Ni), die die Mikroorganismen als Bestandteile von Enzymen benötigen. Schon das Fehlen eines einzigen Elements kann sich wachstumslimitierend auswirken [Fachgruppe Wasserchemie 1997].

Neben der Optimierung des C:N:P - Verhältnisses gibt es auch die Möglichkeit fertige Mikroorganismenpräparate, in Form von „Starterkulturen“, also standortfremden (allochthonen) Mikroorganismen, aus dem Handel einzusetzen. Vor dem Einsatz wird jedoch empfohlen, die Kultur hinsichtlich Spezieszusammensetzung (Ausschluß von pathogenen Organismen) und Abbauleistung zu untersuchen. In der Literatur wurden positive Effekte einer Beimpfung vor allem in der Startphase von Sanierungen dokumentiert. Als kleinste wirksame Inokulummenge wurden 500 bis 10⁵ abbauaktive Zellen/g TS vorgeschlagen. [Alef 1994]

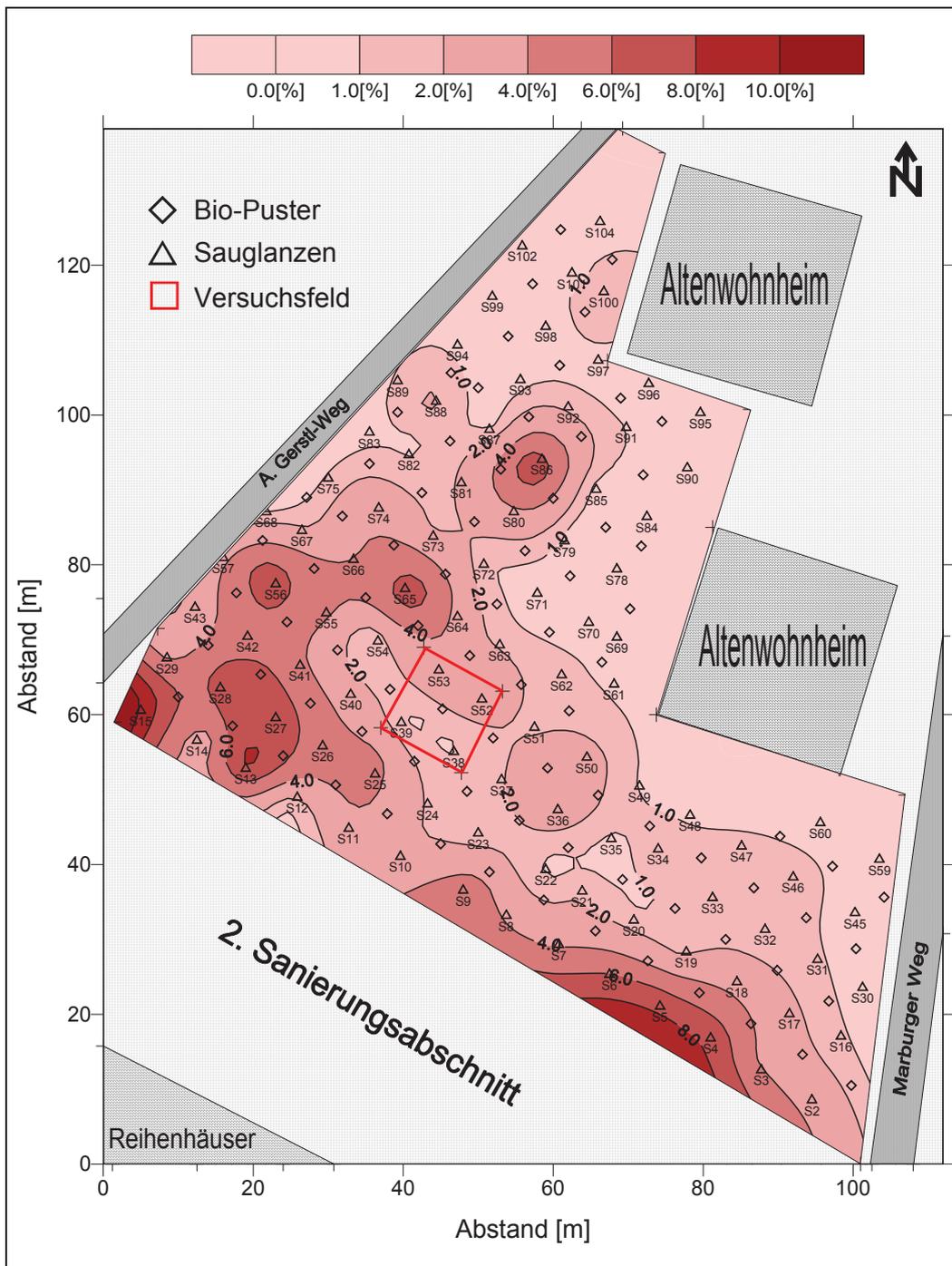


Abbildung 6.31: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 30.09.1998 (21 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach

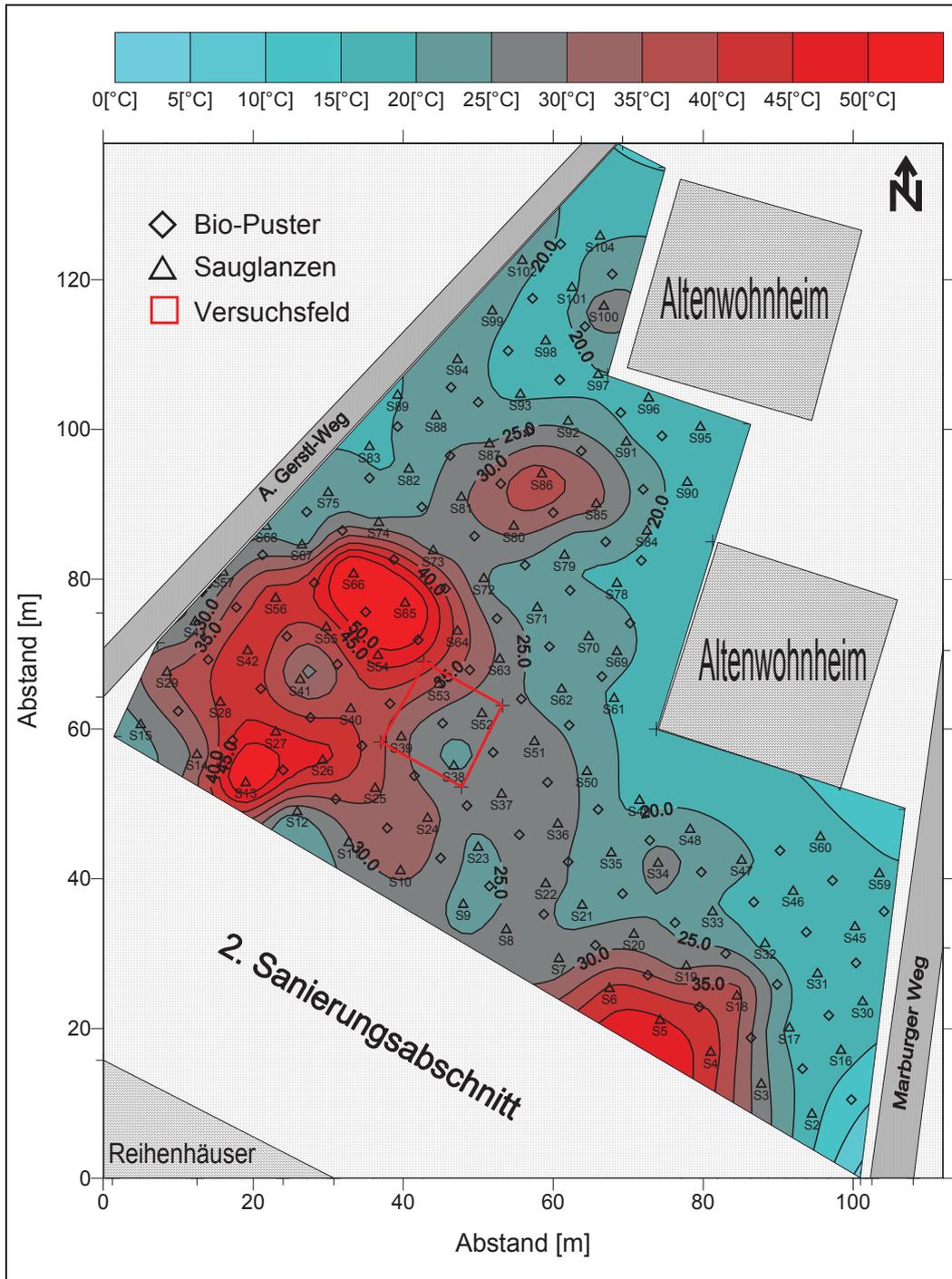


Abbildung 6.32: Flächiger Temperaturverlauf der Bodenluft am 30.09.1998 (21 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach

Es wurden jedoch auch Beispiele beschrieben, bei denen der Einsatz von standortfremden (allochthonen) Mikroorganismen völlig erfolglos war: So bewiesen Mikroorganismen nach ihrer Freisetzung in den Boden geringe Persistenz und wurden innerhalb kürzester Zeit durch die autochthone Standortbiozönose überwachsen und eliminiert. [Umweltbundesamt Österreich 1994]

„Microbe-Lift™“ stellte eine Substratlösung dar, die aus einer speziellen Bakterienmischung zusammengesetzt ist. Die Lösung besteht laut Firmeninformation ausschließlich aus nicht-pathogenen Bakterienstämmen in einer Konzentration von 300 bis 587 Mio. Organismen pro Milliliter Substratlösung. Die Herstellung erfolgt über Inkubation und Reproduktion, wobei die Bakterien in eine Art Ruhestadium übergehen und erst bei Kontakt mit dem Schadstoff wieder aktiv werden. Bisher fand die Nährstofflösung vor allem bei Abwasserbehandlungsanlagen Einsatz, um den chemischen bzw. biologischen Sauerstoffbedarf sowie die Konzentration biologisch abbaubarer Hydrogensulfide und anderer Schadstoffe zu senken. [Ecological Laboratories ca. 1998]

Die Effektivität der allochthonen Mikroorganismenlösung wurde im Rahmen eines Belüftungs-Lysimeterversuches von der PORR-Umwelttechnik getestet:

Dabei wurden zwei Lysimereinheiten (Doppelansatz) mit jeweils ca. 200 kg Probenmaterial der Altdeponie Feldbach analog der Sanierung mit Druckluft (36 Vol-% O₂) beaufschlagt. Der Verlauf der simulierten in-situ-Totalrotte wurde über 17 Wochen mit verschiedenen Meßprogrammen, unter anderem auch mit Variation der Bodenluftzusammensetzung, wissenschaftlich untersucht. Bei diesem Doppelansatz wurde auch die Wirksamkeit der Mikrobe-Lift-Substratlösung (Zugabe von 3 l einer 1:10-verdünnten Lösung in der Behandlungswoche 8) überprüft. Im Gegensatz zum Lysimeter ohne Verwendung von Mikrobe-Lift (siehe Abbildung 6.33) zeigte der Einsatz der Mikroorganismenlösung (Abbildung 6.34) kurzzeitig eine deutlich erhöhte Sauerstoffzehrung. Aufgrund dieser Modifikation bildeten sich gleichzeitig Kohlendioxidkonzentrationen bis knapp unter 15 Vol-%. Die Auswirkungen der Zudosierung der Mikroorganismenlösung ist in den Abbildungen jeweils durch den Bereich A gekennzeichnet. [Porr Umwelttechnik AG 1998 c]

Aufgrund dieser Erkenntnis entschied man sich auch für den Einsatz von Microbe-Lift™ bei der Sanierung der Altdeponie Feldbach. Dabei erfolgte die Einspeisung auf folgende Weise: Insgesamt wurden 22 Behälter der Mikroorganismenlösung „Microbe-Lift™“ eingesetzt, wobei jeder Behälter einer Menge von einer amerikanischen Gallone (1 amerikan. Gallone ≙ 3,79 Liter) entsprach. In einer Tonne mit einem Fassungsvermögen von 200 Litern wurde eine 1:50 verdünnte Lösung hergestellt, die dann über eine mengenregulierbare Dosierpumpe mit einem Förderdruck von etwa 3 bar zu den Injektionslanzen transportiert wurde. Auch während dieser Sanierungsphase erfolgte die Nährlösungseinspeisung wochentags im 12-Stundenbetrieb.

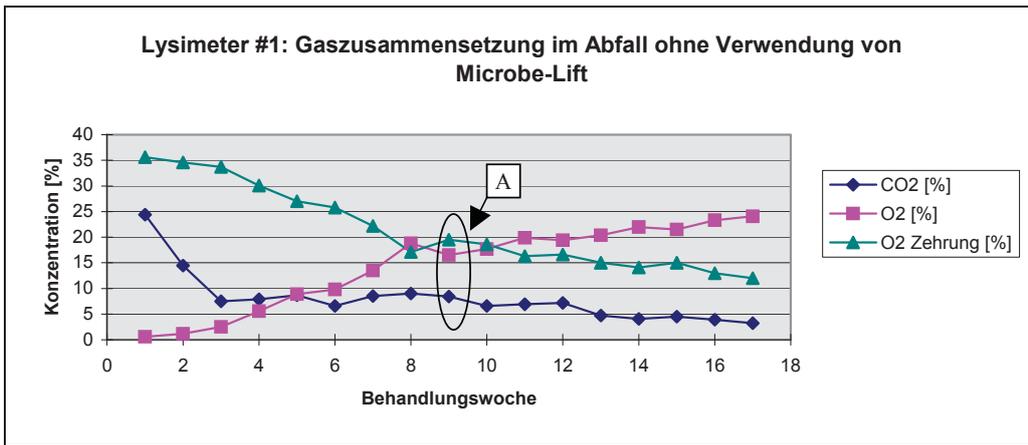


Abbildung 6.33: Belüftungs-Lysimeterversuch am Abfall der Altlast ST 11 ohne Einsatz von Mikroorganismensubstraten [Porr Umwelttechnik AG 1998 c]

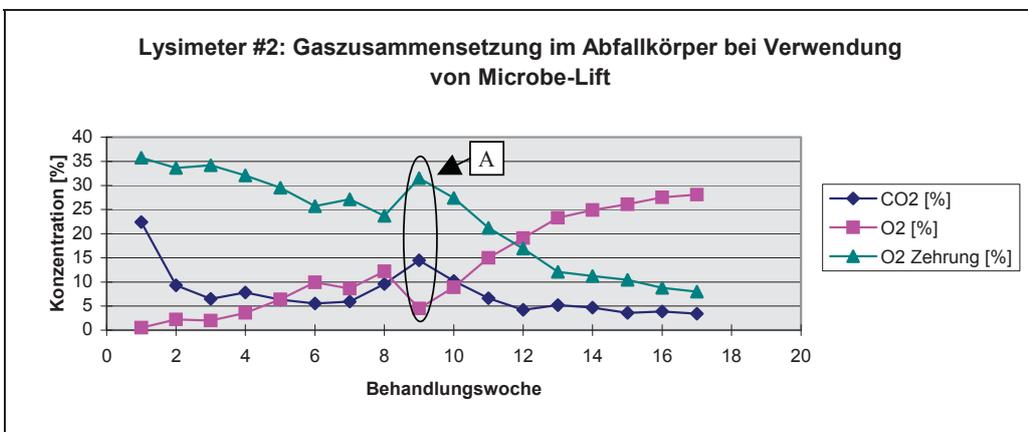


Abbildung 6.34: Belüftungs-Lysimeterversuch am Abfall der Altlast ST 11 unter Einsatz von Mikroorganismensubstraten [Porr Umwelttechnik AG 1998 c]

Auf diese Weise wurden insgesamt 83,4 l „Microbe-Lift™-Substrat (unverdünnt) in den Deponiekörper injiziert (siehe Tabelle 6.10).

Die Betriebszustände der Bio-Puster-Anlage wurden bis auf die Pusterleistung (Absenkung auf durchschnittlich 200 l/min und Bio-Puster) beibehalten. Tabelle 6.10 gibt Aufschluß über die genauen Betriebszustände in der Zeit vom 28.9.1998 bis zum 7.10.1998.

Tabelle 6.10: Betriebszustände bei der Sanierung der Altdeponie Feldbach, Standardbetrieb mit Injektion einer Mikroorganismenlösung mit Hilfe der Bio-Puster (28.09.1998-07.10.1998)

| Datum | Zuluft pro Puster [l/min] | Absaugung pro Sauger [l/min] | Sauerstoffgehalt der Zuluft [Vol-%] | Substrat-Wasserdosierung mittels Injektionslanzen [m ³] |
|--------------|------------------------------|---------------------------------|--|--|
| 28.09.98 | 199,5 | 161,6 | 33,4 | 4,9 |
| 29.09.98 | 219,3 | 153,1 | 33,4 | 1,0 |
| 30.09.98 | 214,8 | 153,1 | 33,4 | 1,5 |
| 01.10.98 | 206,5 | 153,1 | 33,3 | 2,0 |
| 02.10.98 | 199,9 | 153,1 | 33,3 | 0,5 |
| 3.-4.10.1998 | 199,9 | 153,1 | 33,3 | ----- |
| 05.10.98 | 173,2 | 153,1 | 33,2 | 2,5 |
| 06.10.98 | 192,4 | 153,1 | 33,4 | 2,6 |
| 07.10.98 | 194,3 | 153,1 | 33,0 | 3,5 |

Im Anschluß an die Einspeisung der Mikroorganismenlösung entschied man sich, weiterhin den Wassergehalt des Deponiekörpers zu erhöhen. Dafür bediente man sich abermals der Injektionslanzen, wobei zwischen 8.10.1998 und 14.10.1998 intensive Wassereinspeisung betrieben wurde. In diesem Zeitraum wurden mit einer Wassermenge von knapp unter 50 m³ (siehe Tabelle 6.11) zum ersten mal alle 69 Wasserinjektionslanzen simultan versorgt. Zusätzlich wurden Bio-Puster und Absauglanzen mit relativ geringen Leistungen betrieben (beide im Schnitt zwischen 150 und 160 l/min), wogegen man durch Erhöhen des Sauerstoffgehaltes in der Zuluft auf bis zu 39 Vol-% das Ausreagieren der Deponie bzw. die Mineralisation von noch nicht abgebauten Material als Ziel hatte.

Tabelle 6.11: Betriebszustände bei der Sanierung der Altdeponie Feldbach, Standardbetrieb mit Wasserinjektion mittels Injektionslanzen (2. Phase) (08.10.1998-14.10.1998)

| Datum | Zuluft pro Puster [l/min] | Absaugung pro Sauger [l/min] | Sauerstoffgehalt der Zuluft [Vol-%] | Wasserdosierung mittels Injektionslanzen [m ³] |
|----------------|------------------------------|---------------------------------|--|---|
| 08.10.98 | 196,9 | 153,1 | 33,6 | 4,8 |
| 09.10.98 | 149,8 | 153,1 | 39,3 | 15,2 |
| 10.-11.10.1998 | 149,8 | 153,1 | 38,3 | / |
| 12.10.98 | 141,8 | 153,1 | 38,3 | 12,0 |
| 13.10.98 | 163,4 | 153,1 | 38,1 | 12,7 |
| 14.10.98 | 170,4 | 153,1 | 36,1 | 3,5 |

Die zeitlichen Konzentrationsverläufe der durchschnittlichen Kohlendioxid- bzw. Temperaturwerte an den Absauglanzen zeigten nach Erreichen eines Maximalwertes Mitte August 1998 einen Abwärtstrend. In Hinblick auf Mengen- (Zuschlagsstoff-), Zeit- und Kostenoptimierung des Verfahrens wurde versucht, durch ständige Variation der Parameter Sauerstoffgehalt, Puster- und Absaugleistung weiterhin optimale Lebensbedingungen für die Mikroorganismen zu gewährleisten, um den Zeitplan der Sanierung einzuhalten. Die

Meßreihe vom 14.10.1998 ergab, daß die Optimierung der Milieubedingungen auch sichtbare Ergebnisse zeigte.

Die Kohlendioxidkonzentrationen der Bodenluft befanden sich im Mittel seit Einsatz der Injektionslanzen und vor allem seit Verwendung der „Microbe-Lift™“-Nährlösung wieder im Ansteigen (siehe Abbildung 6.35). Bestehende Kohlendioxidquellen büßten unwesentlich an ihrer Ausdehnung ein (vergleiche Bereich um Absauglanze S65), zusätzlich bildeten sich neue Kohlendioxidquellen (vor allem um Absauglanze S13), die den durchschnittlichen Kohlendioxidgehalt der Bodenluft ansteigen ließen. Kohlendioxidquellen gingen auch in dieser Meßreihe mit den Temperaturquellen („hot-spots“) konform, wobei sich überraschenderweise der Abwärtstrend der Bodenlufttemperatur mit der Einspeisung der Nährlösung nicht verändert hat (siehe Abbildung 6.36). Diese Entwicklung kann möglicherweise auf die starke Außentemperaturabhängigkeit der Meßmethodik zurückzuführen sein (siehe Kapitel 7.2.3).

Die Bodenfeuchtigkeit hat aber neben der Lebensraumoptimierung für Mikroorganismen auch einen Einfluß auf die Belüftbarkeit des Bodens. Wasser kann die freien Porenräume des Untergrundes blockieren und somit die Sauerstoffversorgung der aeroben Mikroorganismen unterbinden. Der Rotteprozeß würde durch Entstehen von anaeroben Verhältnissen wieder unterbrochen werden. Vor allem feinkörnige Böden, wie sie auch auf der Altlast in Feldbach anzufinden sind, tendieren zur Ausbildung solcher wassergesättigter Einstaubereiche. [EPA]

Deshalb entschied man sich, zwischenzeitlich die Bewässerung einzustellen und die Injektionslanzen im Sinne einer zusätzlichen Sauerstoffversorgungseinrichtung zu verwenden.

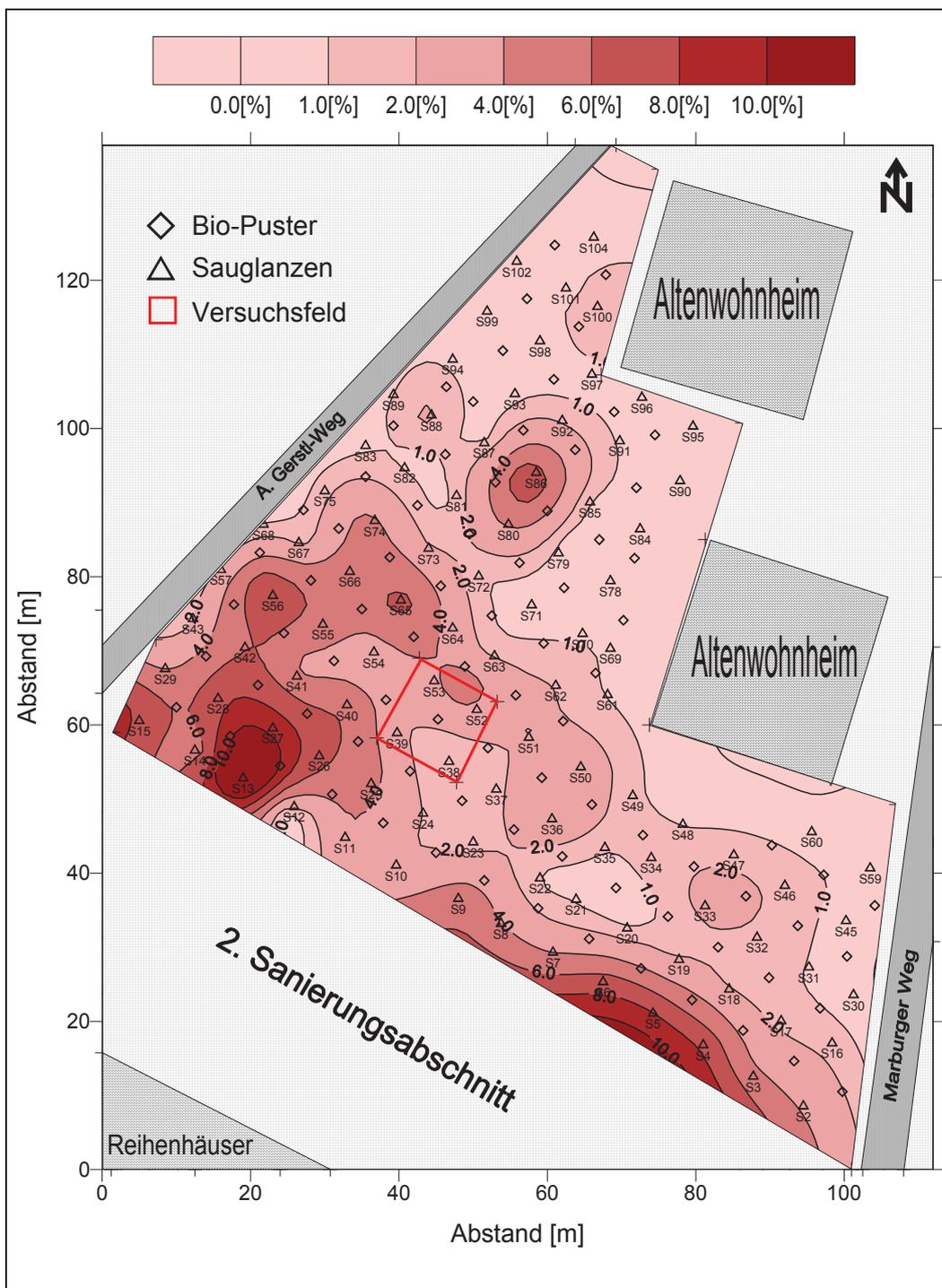


Abbildung 6.35: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 14.10.1998 (23 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach

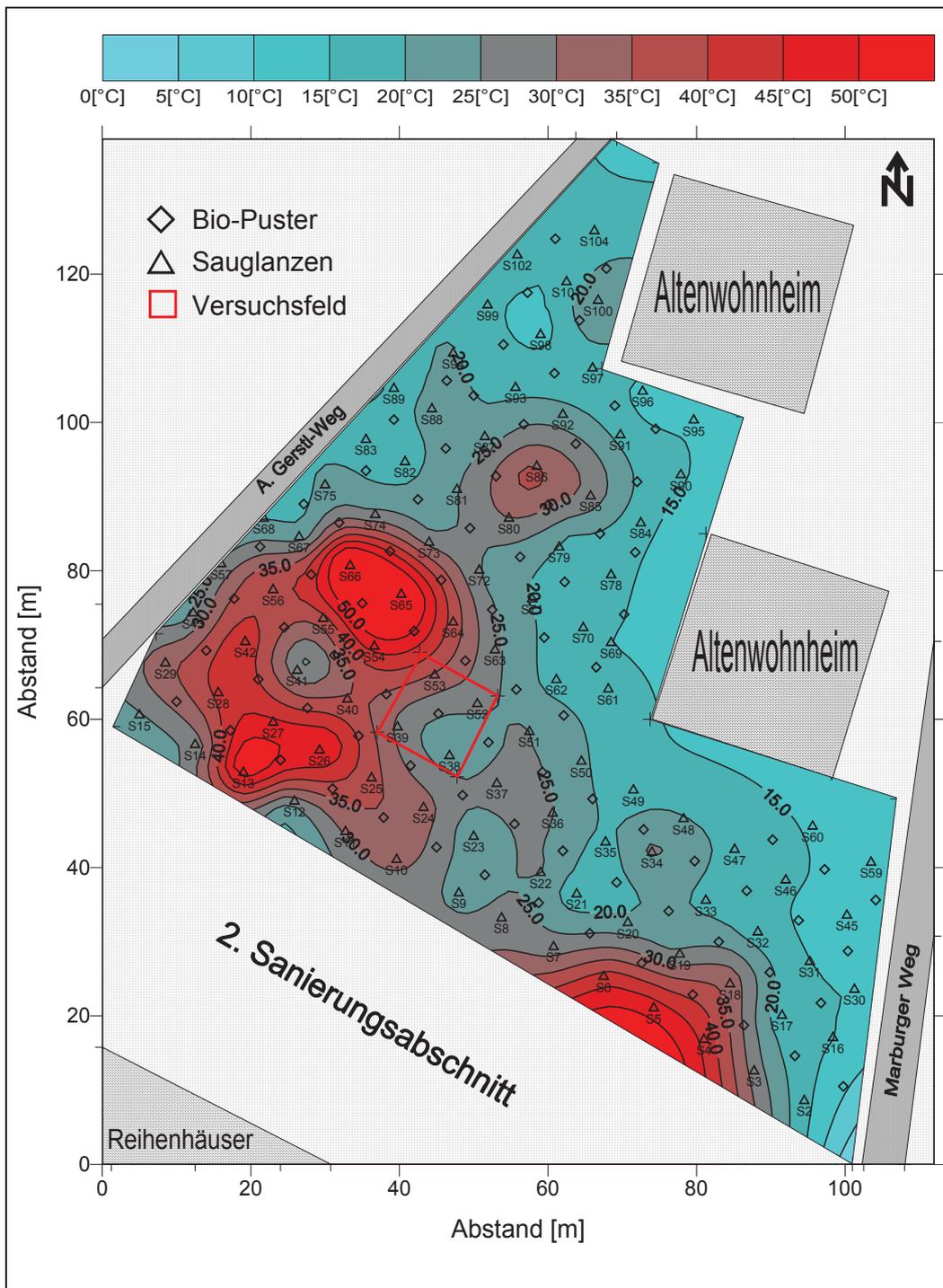


Abbildung 6.36: Flächiger Temperaturverlauf der Bodenluft am 14.10.1998 (23 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach

6.4.6 Der Standardbetrieb mit Luftinjektion mittels Injektionslanzen

Um den gesamten Deponiebereich mit Sauerstoff zu versorgen und somit optimale Rottebedingungen zu gewährleisten, entschied man sich, die Injektionslanzen zum zusätzlichen Lufteinblasen zu verwenden. Aufgrund der Beschaffenheit der Lanzen war aber keine Druckstoßbelüftung wie beim Bio-Puster, sondern lediglich eine kontinuierliche Belüftung ähnlich dem „Bioventing-Verfahren“ möglich.

Neben dem Bio-Puster-Versorgungsnetz wurde daher auch die Hauptversorgungsleitung der Injektionslanzen (Durchmesser: $\frac{3}{4}$ Zoll) an die Kompressorstation angeschlossen. Die Druckluftnebenleitungen zu den Injektionslanzen mit einem Durchmesser von einem $\frac{1}{2}$ Zoll blieben unverändert. Ab dem 15.10.1998 wurde Druckluft ohne Sauerstoffanreicherung mit einem Druck von 5 bar durch die Injektionslanzen in die Altlast eingeblasen. Aufgrund des hohen Drucks und des relativ geringen Durchmessers der Injektionslanzenhauptversorgungsleitung kam es zu einer erheblichen Geräuschentwicklung, der durch Regulierung des Einspeisungsdruckes während der Nacht auf 2 bar Rechnung getragen wurde.

Mit Hilfe dieser zusätzlichen Sauerstoffversorgung erhoffte man sich, auch in jene Bodenregionen mit nicht optimalen Rotteprozeßbedingungen Luft und damit Sauerstoff einzubringen. Dies sollte insbesondere dadurch erreicht werden, daß die Injektionslanzen eine seichtere Bodenzone (1,0 - 1,5 m) als die Bio-Puster (4,0 - 5,5 m) versorgten.

Zwischen 15.10.1998 und 01.11.1998 wurde die Anlage wie zu Beginn der Sanierung mit höheren Absaug- (153,1 l/min und Sauger) als Zuluftleistungen (durchschnittlich 143 l/min und Puster) betrieben (siehe Tabelle 6.12). Zusätzlich wurde der Sauerstoffgehalt der Zuluft weiterhin auf knapp unter 40 Vol-% gehalten.

Tabelle 6.12: Betriebszustände bei der Sanierung der Altdeponie Feldbach, Standardbetrieb mit Luftinjektion mittels Injektionslanzen (15.10.1998-01.11.1998)

| Datum | Zuluft pro Puster [l/min] | Absaugung pro Sauger [l/min] | Sauerstoffgehalt der Zuluft [Vol-%] |
|-----------------------|------------------------------|------------------------------------|---|
| 15.10.98 | 167,6 | 153,1 | 37,9 |
| 16.10.98 | 143,9 | 153,1 | 38,6 |
| 17.-18.10.1998 | 143,9 | 153,1 | 38,6 |
| 19.10.98 | 140,3 | 153,1 | 38,1 |
| 20.10.98 | 150,5 | 153,1 | 38,1 |
| 21.10.98 | 130,8 | 153,1 | 38,1 |
| 22.10.98 | 139,6 | 153,1 | 38,2 |
| 23.-26.10.1998 | 141,3 | 153,1 | 38,1 |
| 27.10.98 | 142,3 | 153,1 | 38,0 |
| 28.10.98 | 140,5 | 153,1 | 38,3 |
| 29.10.98 | 142,7 | 153,1 | 38,4 |
| 30.10.- 01.11.1998 | 142,0 | 153,1 | 38,4 |

Aufgrund der ständigen Variation der Betriebszustände (Sauerstoffgehalt der Zuluft, Zuluft- und Absaugleistung) sowie der Variation der Abbauparameter (Wassergehalt des Deponiekörpers, Nährsubstratdosierung, etc.) fiel es in den einzelnen kurzen Betriebsphasen sehr schwer, die Entwicklungen der Bodenluftzusammensetzung sowie der Bodenlufttemperatur und den sich daraus ergebenden Sanierungsfortschritt zu interpretieren und die Veränderungen einem Parameter zuzuordnen. Daher wird auf eine flächige Darstellung der Kohlendioxidkonzentration bzw. der Bodenlufttemperatur in dieser Betriebsphase verzichtet. Sie können dem Anhang entnommen werden. Die Entwicklung der Meßwerte kann grob folgendermaßen beschrieben werden:

Der kurzzeitige Anstieg der Kohlendioxidkonzentration in der Bodenluft der letzten Betriebsphase vom 14.10.1998 (siehe Kapitel 6.4.5) wurde in den Folgemessungen nicht weiter bestätigt, sondern schlug ab 21.10.1998 wieder in einen Abwärtstrend um. Ebenso sank die Bodenlufttemperatur an den Sauglanzen weiterhin kontinuierlich ab.

Wegen dieser Entwicklungen und vor allem aufgrund des weiter sinkenden Kohlendioxidgehaltes in der Bodenluft entschied man sich, in weiterer Folge wieder Wasser über die Injektionslanzen in den Deponiekörper einzuspeisen.

6.4.7 Der Standardbetrieb mit Wasserinjektion mittels Injektionslanzen (3. Phase)

Die Wasserinjektion erfolgte abermals in einem 12-Stundenbetrieb, wobei jeweils 14 Injektionslanzen an das Versorgungsnetz angeschlossen wurden, um innerhalb einer Woche eine vollständige Bewässerung des gesamten Sanierungsabschnittes zu erreichen. Es wurde jedoch auf eine Vorwärmung des Wassers im Elektroboiler verzichtet. Auf diese Weise wurden insgesamt 37,7 m³ Wasser aus dem öffentlichen Versorgungsnetz direkt in die Deponie eingespeist (siehe Tabelle 6.13).

Tabelle 6.13: Betriebszustände bei der Sanierung der Altdeponie Feldbach, Standardbetrieb mit Wasserinjektion mittels Injektionslanzen (3. Phase) (02.11.1998-08.11.1998)

| Datum | Zuluft pro Puster [l/min] | Absaugung pro Sauger [l/min] | Sauerstoffgehalt der Zuluft [Vol-%] | Wasserdosierung mittels Injektionslanzen [m ³] |
|--------------------|------------------------------|------------------------------------|---|--|
| 02.11.98 | 141,8 | 153,1 | 38,4 | 6,1 |
| 03.11.98 | 136,8 | 166,7 | 37,6 | 11,8 |
| 04.11.98 | 142,2 | 166,7 | 39,6 | 10,8 |
| 05.11.98 | 140,7 | 166,7 | 38,3 | 9,0 |
| 06.11.98 | 164,4 | 166,7 | 35,9 | keine Angaben |
| 07.- 08.11.1998 | 164,4 | 166,7 | 35,9 | - |

Die Betriebszustände änderten sich unwesentlich gegenüber den vergangenen Wochen: Mit etwas erhöhten Absaugleistungen (im Schnitt über 160 l/min und Sauger, entsprechend einem Unterdruck von 230 mbar an der Saugstation) im Vergleich zur Pusterleistung (durchschnittlich 150 l/min und Puster) und einem weiterhin hohen Sauerstoffgehalt in der Zuluft wollte man eine erneute Trendwende in Bezug auf die Kohlendioxidproduktion in der Altlast herbeiführen. Aufgrund der hohen Sauerstoffanreicherung der Zuluft und der geringen Sauerstoffzehrung (Veratmung) im Deponiekörper wurde in dieser Phase Bodenluft mit einem Sauerstoffgehalt von über 30 Vol-% aus dem Sanierungsbereich abgesaugt. Eine zeitliche Darstellung der Sauerstoffzehrung während der gesamten Sanierung kann Kapitel 7 entnommen werden.

Geringe Außentemperaturen (bis zu -15°C) und das dadurch verursachte Gefrieren des Wassers in den Zubringerleitungen, verstärkt durch den geringen Durchmesser der Rohrleitungen des Versorgungsnetzes, verhinderten eine längerfristige Wassereinspeisung über die Injektionslanzen in den Deponiekörper. Somit mußte die Wassereinspeisung aufgrund der widrigen Witterungsumstände am 06.11.1998 gestoppt werden.

Die Abbildungen 6.37 und 6.38 geben einen Überblick über den Stand der Deponiegaskomponenten am 11.11.1998.

Bei der Kohlendioxidkonzentration in der Bodenluft (siehe Abbildung 6.37) verringerten sich seit der zuletzt dargestellten Meßreihe alle Kohlendioxidquellbereiche rund um die Sauglanzen S4/S5/S6, S13, S65 sowie S86 sowohl in ihrer Ausdehnung als auch in ihrem Kohlendioxidgehalt. Lediglich im Bereich um die Sauglanze S94 bildete sich eine neue Kohlendioxidquelle, die aber im flächigen Temperaturverlauf derselben Meßreihe nicht in Form eines „hot-spots“ bemerkt werden konnte.

Der Temperaturverlauf vom 11.11.1998 spiegelte die Ergebnisse der Kohlendioxidmessung wider (siehe Abbildung 6.38). Bodenlufttemperaturen über 50°C konnten nur mehr im Bereich um die Sauglanzen S65 und S66 gemessen werden. In allen übrigen Bereichen kam es zu einem kontinuierlichen Absinken der Temperaturen im Vergleich zur letzten Meßreihe.

Aufgrund der oben geschilderten Witterungsbedingungen wurde die Sanierung am 09.11.1998 im Standardbetrieb wieder aufgenommen, wobei den Injektionslanzen in der letzten Sanierungsphase eine neue Funktion zugeteilt wurde.

6.4.8 Der Standardbetrieb (3. Phase)

Vor Beginn der Sanierung war man von einer sechsmonatigen Sanierungsdauer ausgegangen. Bei Berücksichtigung des einwöchigen Stillstands aufgrund des Brandes der Sauerstoffmischanlage, hätte der 11.11.1998 eigentlich das Ende der Sanierung des 1. Abschnittes darstellen sollen. Die erhöhten Kohlendioxidwerte in manchen Teilbereichen sowie die noch nicht erfolgte Veränderung des Sanierungszieles durch das Amt der Steiermärkischen Landesregierung (siehe Kapitel 6.1.2) ließen den planmäßigen

Sanierungsabschluß jedoch nicht zu. Daher fand zwischen 09.11.1998 und 10.01.1999 eine weitere Betriebsphase statt.

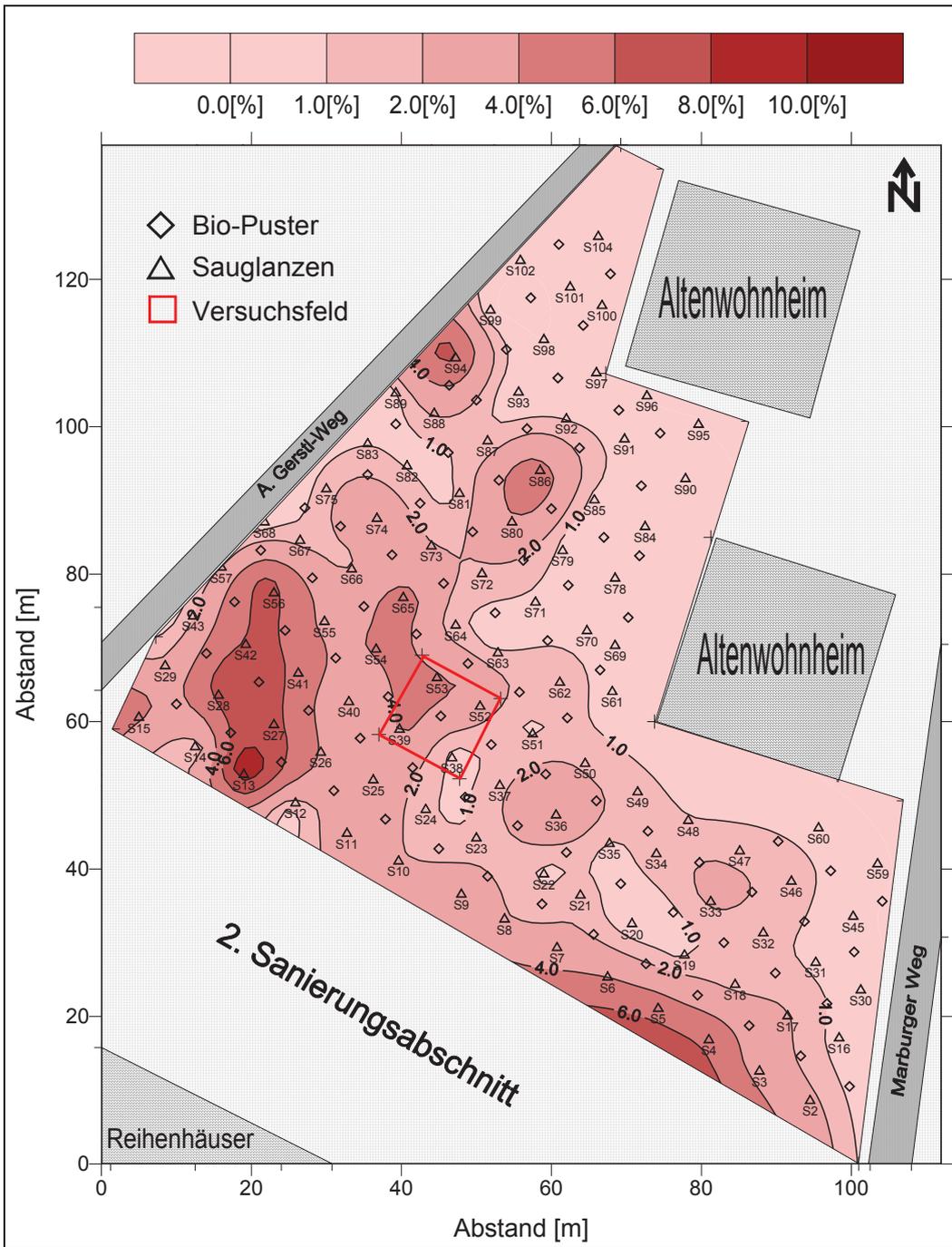


Abbildung 6.37: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 11.11.1998 (27 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach

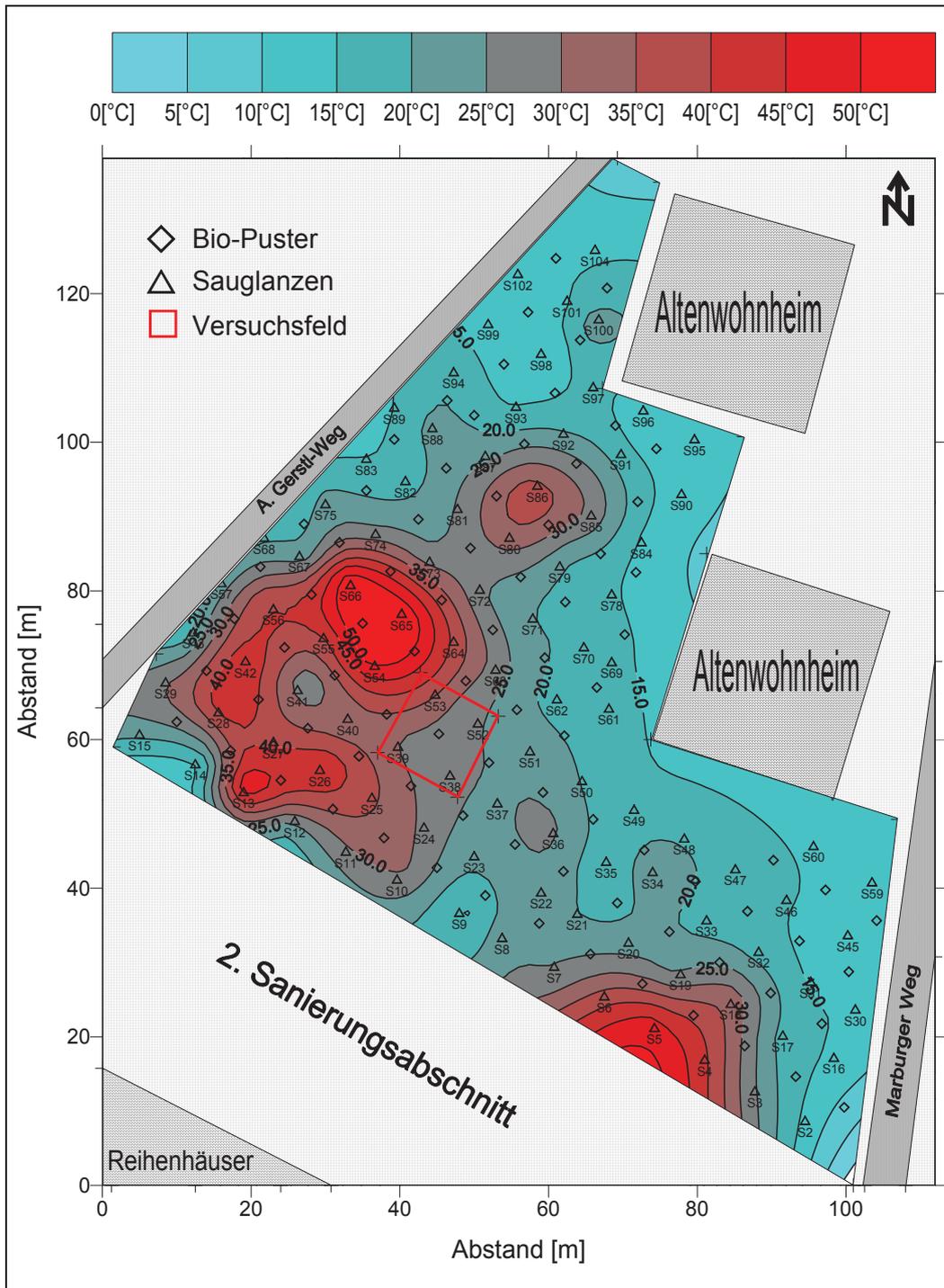


Abbildung 6.38: Flächiger Temperaturverlauf der Bodenluft am 11.11.1998 (27 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach

Wie schon kurz erwähnt, wurde den Injektionslanzen in dieser Phase eine neue Funktion zugewiesen:

Die Kugelhähne an den Injektionslanzen sind so konstruiert, daß tragbare Meßgeräte zur Bestimmung der Bodenluftzusammensetzung angeschlossen werden können. Um eine weitere Kontrollmöglichkeit des Sanierungsfortschrittes zu erhalten, wurden an den Injektionslanzen wöchentliche Messungen der Bodenluftzusammensetzung durchgeführt. Im Gegensatz zu den Messungen an den Absauglanzen fand hier keine Absaugung statt. Nur der Unterdruck des Meßgerätes wurde angelegt. Weiterhin wurden die Messungen in einer anderen Tiefe (1,5 m) vorgenommen. Da sich jedoch die Ergebnisse der Messungen kaum von jenen an den Absauglanzen unterscheiden, wird weiterhin die zeitliche Änderung der Bodenluftzusammensetzung anhand der Messungen an den Absauglanzen dokumentiert.

Um die Auswirkungen einer Einstellung des Sanierungsbetriebes in Bezug auf die Bodenluftzusammensetzung vorab zu prüfen, entschied man sich, nach der Messung der Bodenluft am 19.11.1998 alle Bio-Puster- und Absaugeinrichtungen nördlich der Absauglanze Nr. 90 für die Zeitdauer von einer Woche stillzulegen. Die darauf folgende Meßreihe vom 25.11.1998 zeigte nur geringfügig ansteigende Kohlendioxidwerte bei weiterhin nicht zu detektierenden Methankonzentrationen in der Bodenluft. Aus dieser Erkenntnis sowie den geringen Bodentemperaturen in diesem Teilbereich (keine „hot-spots“) konnte geschlossen werden, daß die biologischen Rotteprozesse in diesem Abschnitt weitgehend zum Stillstand gekommen waren.

Sehr niedrige Außentemperaturen während der letzten Betriebsphase erforderten zusätzliche Maßnahmen, um den Sanierungsbetrieb reibungslos weiterzuführen:

- Ab 02.12.1998 wurde ein Druckluftadsorptionstrockner des Typs „Delair ZW 1000“ eingesetzt, der die Aufgabe hatte, den Feuchtigkeitsanteil der Druckluft auf ein Minimum zu senken, um ein Gefrieren der Druckluftleitungen zu verhindern. Der Adsorptionstrockner bestand aus einem Container mit Trockengranulat, der zwischen Kompressor und Windkessel geschaltet wurde. Wenn sich das Trockengranulat vollständig mit Feuchtigkeit beladen hatte, bestand die Möglichkeit, den Zuluftstrom über einen zweiten parallel geschalteten Druckluftadsorptionstrockner zu führen, während das Granulat des ersten Containers getrocknet wurde.
- Aufgrund des hohen Feuchtigkeitsanteils der abgesaugten Luft war ein Gefrieren der Absaugleitungen nicht auszuschließen. Regelmäßiges Entwässern der Rohrleitungen (zweimal pro Woche) war bei den tiefen Temperaturen unumgänglich.

Die Messungen der Bodenlufttemperatur und -zusammensetzung wurden wöchentlich sowohl an den Absauglanzen als auch an den Injektionslanzen durchgeführt. Dabei bestätigte die Meßreihe vom 09.12.1998 die Entwicklungen der vorangegangenen Wochen (siehe Abbildungen 6.39 und 6.40):

Die durchschnittliche Bodenlufttemperatur nahm vom 11.11.1998 bis zum 09.12.1998 um knapp 25 % ab. Ebenso sanken die Kohlendioxidwerte an den Absauglanzen in der Bodenluft im selben Zeitraum von durchschnittlich 2,0 auf 1,5 Vol-%.

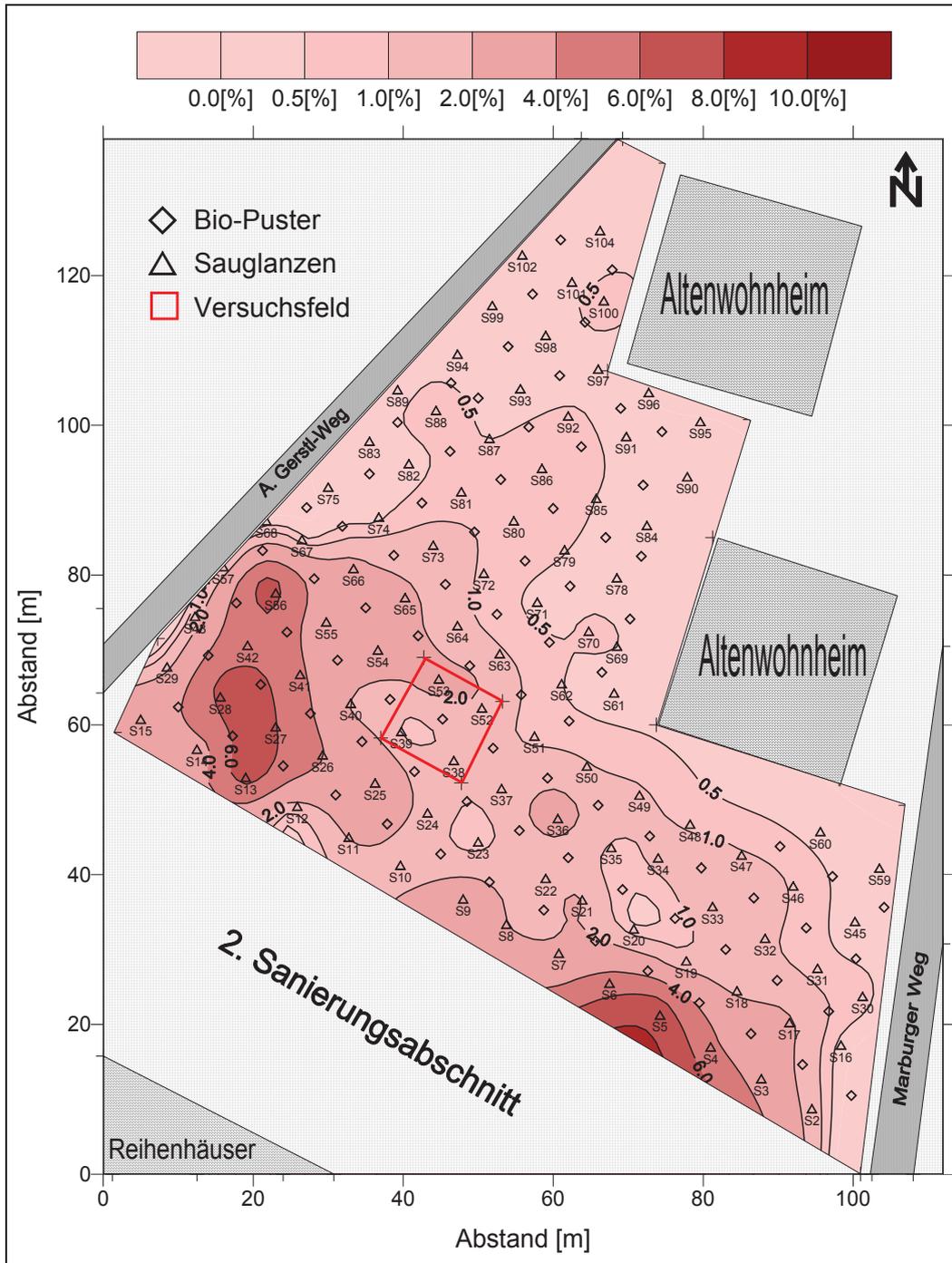


Abbildung 6.39: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 09.12.1998 (31 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach

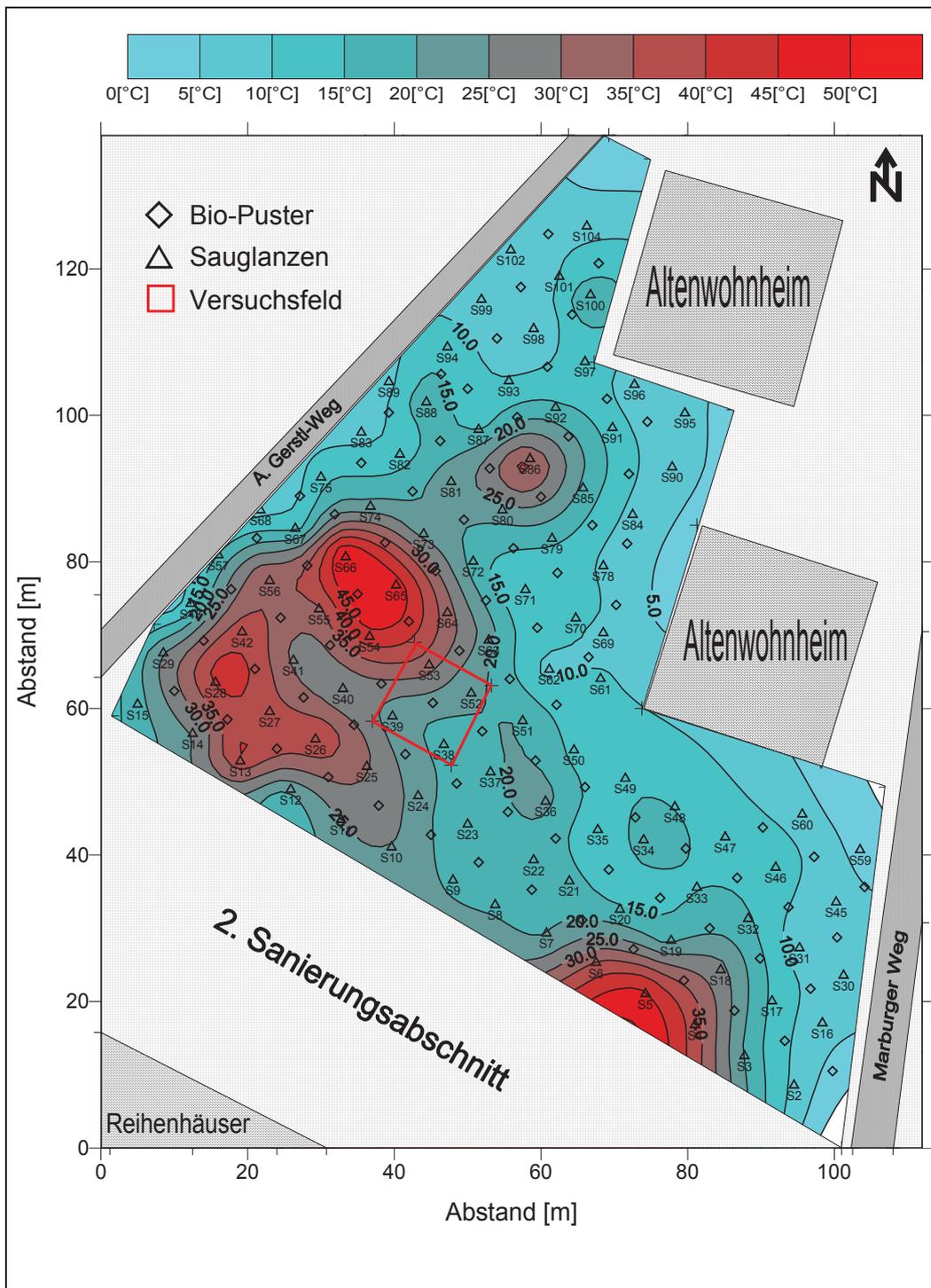


Abbildung 6.40: Flächiger Temperaturverlauf der Bodenluft am 09.12.1998 (31 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach

Abbildung 6.39 zeigt beim Vergleich mit der entsprechenden Messung vom 11.11.1998 (siehe Abbildung 6.37) ein deutliches Sinken der Kohlendioxidkonzentrationen in der Bodenluft. Die Kohlendioxidquellen im westlichen (rund um die Absauglanzen S13/S27/S28) sowie im südlichen (Absauglanze S5) Teilbereich des Sanierungsabschnittes blieben erhalten, verloren aber weiterhin an Ausdehnung und CO₂-Gehalt. Im nördlichen Teil konnten nur noch Kohlendioxidkonzentrationen zwischen 0 und 1 Vol-% gemessen werden, was der natürlichen Hintergrundkonzentration an Kohlendioxid in derartigen Böden (lt. Literaturrecherche der Montanuniversität Leoben sowie den Bodenluftuntersuchungen von der Fa. Erhart-Schippek, Mascha & Partner) entsprach.

Analog zum Kohlendioxidgehalt sanken auch die Temperaturen der Bodenluft (siehe Abbildung 6.40). Weiterhin gab es eine Korrelation zwischen Kohlendioxidquellen und „hot-spot“-Bereichen, also Bereichen mit hoher biologischer Abbauaktivität, jedoch spiegeln sich die erhöhten Temperaturen um den Absauglanzen S65 und S66 nur kaum in der flächigen Kohlendioxidkarte wider. Ursachen für diese Entwicklung konnten nicht gefunden werden.

Die Betriebszustände änderten sich wiederum gegenüber der letzten Betriebsphase (siehe Tabelle 6.14): Mit stark erhöhten Absaugleistungen (im Schnitt über 290 l/min und Sauger, entsprechend einem Unterdruck von 320 mbar an der Saugstation) im Vergleich zur Pusterleistung (durchschnittlich 140 l/min und Puster) startete man den Versuch, Sauerstoff auch in Bodenbereiche geringerer Porosität zu saugen. Der Sauerstoffgehalt der Zuluft wurde bis 18.11.1998 noch auf knapp 40 Vol-% gehalten und anschließend auf Werte zwischen 23 und 31 Vol-% abgesenkt.

Nach der Bescheidänderung durch die Steiermärkische Landesregierung, in dem als Sanierungsziel der Nachweis gefordert wird, daß es auch nach Abschluß der Bodenbelüftung zu keiner Methanbildung mehr kommt, wurde das Sanierungsende des nördlichen Teilbereichs auf den 11.01.1999 festgelegt. Um das Sanierungsziel mit Sicherheit zu erreichen, wurde in der Woche zwischen 05.01.1999 und 10.01.1999 der Sauerstoffgehalt der Zuluft abermals auf etwa 36 Vol-% erhöht.

Die abschließende Meßreihe vom 11.01.1999 stellte nicht nur eine Standortbestimmung für die Sanierung dar, sondern diente gleichzeitig auch als Vergleichsmessung für die im Februar 1999 stattfindende Sanierungskontrolle. Die Abbildungen 6.41 und 6.42 zeigen die Ergebnisse der Abschlußmeßreihe vom 11.01.1999. Auf die Darstellung der flächigen Methankonzentrationen dieser Messung wird verzichtet, da seit zwei Wochen nach Sanierungsbeginn keine nennenswerten Methankonzentrationen in der Bodenluft mehr zu detektieren waren.

Die Kohlendioxidkonzentrationen der Bodenluft erreichten im Rahmen der Abschlußmessung ihren absoluten Tiefststand und sanken auf ein Drittel des Gehaltes, der zu Beginn der Sanierung gemessen worden war (siehe Abbildung 6.41). Lediglich um die Absauglanzen S5 und S13 konnten punktuelle Kohlendioxidquellen über 6 Vol-% festgestellt werden. Die Kohlendioxidgehalte im restlichen Deponiebereich entsprachen der natürlichen Vorbelastung sandig, lehmiger Böden in unseren Breitengraden.

Tabelle 6.14: Betriebszustände bei der Sanierung der Altdeponie Feldbach, Standardbetrieb (3. Phase) (09.11.1998-10.01.1999)

| Datum | Zuluft pro Puster [l/min] | Absaugung pro Sauger [l/min] | Sauerstoffgehalt der Zuluft [Vol-%] |
|---------------------|------------------------------|------------------------------------|---|
| 09.11.98 | 145,4 | 289,1 | 37,8 |
| 10.11.98 | 143,7 | 289,1 | 37,6 |
| 11.11.98 | 136,8 | 289,1 | 39,1 |
| 12.11.98 | 136,7 | 289,1 | 39,2 |
| 13.-14.11.1998 | 151,0 | 289,1 | 38,5 |
| 15.11.98 | 151,0 | 289,1 | 38,5 |
| 16.11.98 | 137,8 | 289,1 | 38,4 |
| 17.11.98 | 140,8 | 289,1 | 38,4 |
| 18.11.98 | 139,5 | 289,1 | 34,8 |
| 19.11.98 | 148,3 | 289,1 | 31,9 |
| 20.-22.11.1998 | 140,3 | 289,1 | 30,5 |
| 23.11.98 | 136,4 | 289,1 | 30,3 |
| 24.11.98 | 138,3 | 289,1 | 31,5 |
| 25.11.98 | 135,8 | 289,1 | 30,3 |
| 26.11.98 | 142,8 | 289,1 | 30,5 |
| 27.-29.11.1998 | 148,5 | 289,1 | 30,2 |
| 30.11.98 | 156,3 | 289,1 | 29,7 |
| 01.12.98 | 143,4 | 289,1 | 30,3 |
| 02.12.98 | 135,9 | 289,1 | 30,3 |
| 03.12.98 | 144,1 | 289,1 | 30,1 |
| 04.-06.12.1998 | 145,9 | 289,1 | 23,2 |
| 07.12.98 | 144,0 | 289,1 | 24,1 |
| 08.-10.12.1998 | 144,0 | keine Daten | keine Daten |
| 11.-13.12.1998 | 145,2 | 263,6 | 24,0 |
| 14.12.98 | 147,1 | 263,6 | 23,8 |
| 15.12.98 | 140,3 | 263,6 | 23,9 |
| 16.12.98 | 144,9 | 263,6 | 23,8 |
| 17.12.98 | 143,6 | 289,1 | 23,8 |
| 18.-20.12.1998 | 142,9 | 289,1 | 23,8 |
| 21.12.98 | 142,8 | 289,1 | 23,9 |
| 22.12.98 | 146,4 | 289,1 | 26,8 |
| 23.-27.12.1998 | 157,6 | 289,1 | 30,8 |
| 28.12.98 | 160,8 | 204,1 | 31,1 |
| 29.12.98 | 151,3 | 204,1 | 28,6 |
| 30.12.1998-03.01.99 | 150,7 | 204,1 | 27,7 |
| 04.01.99 | 131,7 | 204,1 | 31,8 |
| 05.-06.01.1999 | 153,7 | 204,1 | 36,1 |
| 07.01.99 | 115,9 | 204,1 | 36,3 |
| 08.-10.01.1999 | 125,7 | 204,1 | 35,3 |

Etwas unterschiedliche Ergebnisse erbrachten die Messungen der Bodenlufttemperatur (siehe Abbildung 6.42). Zwar erreichte auch hier die Temperatur einen Endwert, der der Hälfte des Ende Juli 1998 gemessenen Höchstwertes entsprach, jedoch konnten in diesem Fall die Anfangstemperaturen bei Sanierungsbeginn noch nicht erreicht werden. Vor allem

die westlichen Bereiche rund um die Absauganlagen S54, S65 und S66 weisen noch vergleichsweise hohe Temperaturen auf, auch wenn hier keine Korrelation mit den Kohlendioxidwerten besteht.

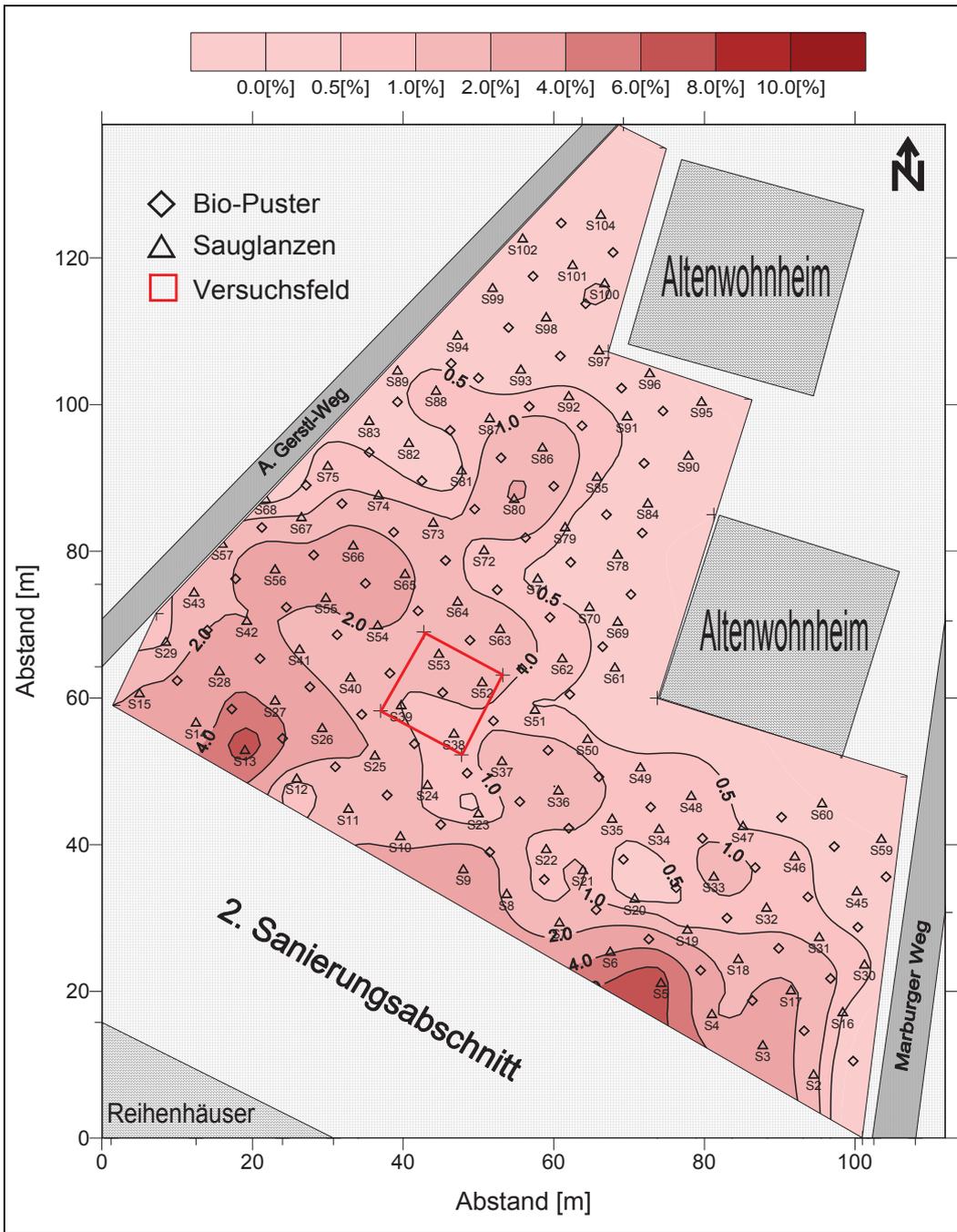


Abbildung 6.41: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 11.01.1999 (36 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach

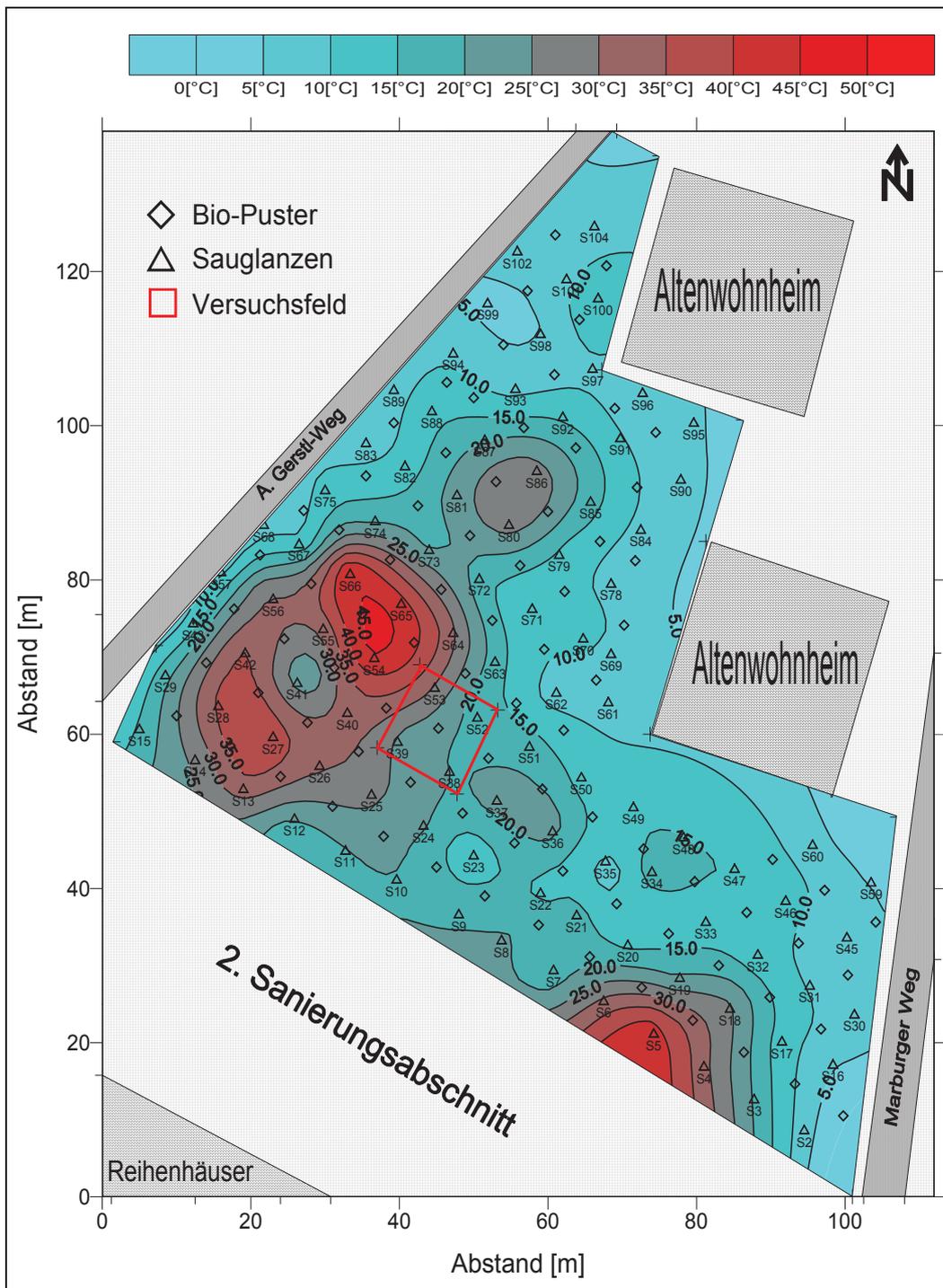


Abbildung 6.42: Flächiger Temperaturverlauf der Bodenluft am 11.01.1999 (36 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach

Aus der Meßreihe vom 11.01.1999 konnten für den Ablauf der weiteren Sanierung folgende Schlüsse gezogen werden:

- Die erhöhten Kohlendioxid- und Temperaturwerte des westlichen Deponieteiles wiesen auf verstärkte biologische Abbauaktivitäten hin. Diese könnten einerseits durch einen hohen Anteil an organischen Material in der Deponie begründet sein, andererseits könnten auch geringe Permeabilitäten im Boden und auch schwer abbaubares Material die Rottevorgänge im Vergleich zu anderen Teilbereichen verzögert haben.
- Die „hot-spot“ - Bereiche an der Grenze zum zweiten Sanierungsabschnitt lassen die Schlußfolgerung zu, daß die Sauerstoffinjektionen des Bio-Pusters auch Grenzbereiche des zweiten Sanierungsabschnittes beeinflusst haben. Zusätzliche Kohlendioxidproduktion sowie Temperaturentwicklung durch Stoffwechselprozesse der Mikroorganismen im Grenzbereich haben sich entsprechend bei den Meßergebnissen in den Randzonen ausgewirkt.
- Im östlichen bzw. nördlichen Teil des ersten Sanierungsabschnittes konnten die Temperatur- und Kohlendioxidwerte so weit gesenkt werden, daß man in diesen Bereichen von einem Ausreagieren der Deponie (Abklingen der Rotteprozesse) und einer somit vollzogenen Sanierung sprechen kann.

Somit wurden der nördliche und östliche Teil des ersten Abschnittes der Kontrolle des Sanierungszieles unterzogen. Mit 11.01.1999 wurde der Betrieb der gesamten Anlage eingestellt. Lediglich 28 Sauglanzen und 12 Bio-Puster in den Bereichen erhöhter Kohlendioxidproduktion (Grenzbereich zum 2.Sanierungsabschnitt) wurden um 15 Uhr desselben Tages wieder in Betrieb genommen. Dieser Bereich wurde in den Folgewochen weitersaniert und nach Installation der verfahrenstechnischen Einrichtungen für den zweiten Abschnitt mit diesen zusammengeschaltet. Abbildung 6.43 zeigt die Anordnung der verbleibenden Bio-Puster und Absauglanzen nach dem 11.01.1999 im ersten Sanierungsabschnitt.

Laut Bescheid der Steiermärkischen Landesregierung hat die Überprüfung des Zielwertes vier Wochen nach Beendigung der Sanierung an gleichmäßig verteilten Stellen des ersten Sanierungsabschnittes zu erfolgen. Während dieser Periode durften jedoch alle sanierungsrelevanten Einrichtungen nicht aus dem Sanierungsabschnitt entfernt werden. [Amt der Steiermärkischen Landesregierung 1995].

6.4.9 Die Kontrolle des Sanierungszieles

Bei der Festlegung des Sanierungszieles wurden sowohl die Hintergrundkonzentrationen der Umgebung als auch die Verhältnismäßigkeit in Bezug auf die Folgenutzung der sanierten Fläche zur Beurteilung herangezogen. Die Höhe des Kohlendioxidgehaltes in der Bodenluft wurde mit Bescheidänderung als nicht relevant angesehen. Aufgrund der geplanten Nutzung

der sanierten Fläche in Form einer Parkanlage darf daher es zu keiner Methanbildung nach Abschluß der Belüftung kommen.

Die Kontrolle des Sanierungszieles erfolgte zwischen 08.02.1999 und 11.02.1999 und wurde von Mitarbeitern der ARGE-Bio-Puster durchgeführt. Dabei wurden im Bereich des ersten Sanierungsabschnittes insgesamt 8 gleichmäßig verteilte Probenahmepunkte festgelegt (siehe Abbildung 6.43).

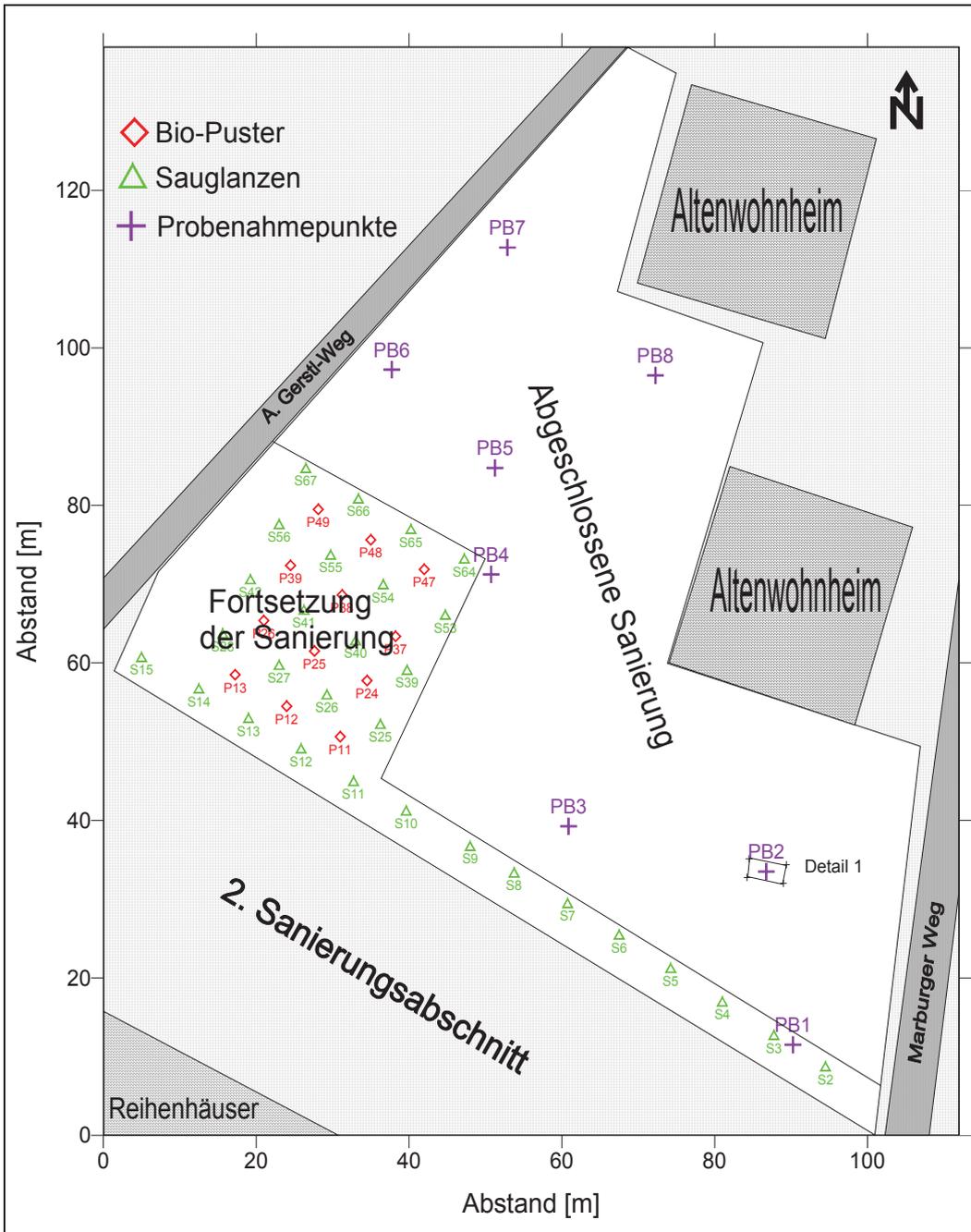


Abbildung 6.43: Bereich der abgeschlossenen Sanierung im ersten Abschnitt sowie Verteilung der Probenahmepunkte auf der Altlast ST11 in Feldbach

An diesen Punkten wurden fixe Probenahmestellen installiert. Mit einem Handbohrgerät wurde eine Rammsondierung mit einem Schlitzrohr bis zu einer maximalen Tiefe von ca. 1,8 m durchgeführt. Nach Entfernen des Bohrgestänges wurde ein perforiertes PE-Rohr mit

einer Länge von etwa 1,5 m in das Bohrloch abgeteuft. Um ein einwandfreies Zuströmen der Bodenluft in das PE-Rohr zu garantieren, wurde dieses mit Kies im Bohrloch eingebettet. Zur Vermeidung von Frischluftzutritt diente Compactonitmasse, mit der die Bohröffnung oben abgedichtet wurde. Am oberen Ende des PE-Rohres war der Anschluß eines Gasanalysators („Gas Data LMS_x“) zur Analyse der Bodenluft über ein Kugelventil vorgesehen. Dabei wurden folgende Komponenten mit folgenden Meßverfahren analysiert:

- CO₂: Infrarot-Meßzelle (IR),
- CH₄: Infrarot-Meßzelle (IR),
- O₂: Elektrochemische Meßzelle.

An den genannten 8 Probenahmestellen wurden sowohl am 08.02.1999 als auch am 11.02.1999 die Abnahmemessungen für den ersten Sanierungsabschnitt durchgeführt. Die Ergebnisse der Meßreihen sind in Tabelle 6.15 dargestellt. Dabei wurden die von der Behörde festgelegten Sanierungszielwerte nicht überschritten. An keinem der acht Meßpunkte konnte an einem der beiden Meßtage Methan in der Bodenluft detektiert werden. Auch die Kohlendioxidgehalte entsprachen im großen und ganzen den Hintergrundkonzentration der Bodenluft in der Umgebung. Nur an der Probenahmestelle PB2 wurden erhöhte Werte gemessen, die mit gleichzeitig niedrigen Sauerstoffgehalten auf biologische Abbauprozesse in diesem Bereich schließen ließen. Aufgrund der aeroben Bodenverhältnisse konnte aber auch hier keine Methanbildung festgestellt werden.

Tabelle 6.15: Meßwerte der Abnahmemessung im Sanierungsabschnitt 1 auf der Altlast ST11 in Feldbach

| Datum | 08.Feb.99 | | | 11.Feb.99 | | |
|-------------|--------------------------|--------------------------|-------------------------|--------------------------|--------------------------|-------------------------|
| | CH ₄ Vol-% | CO ₂ Vol-% | O ₂ Vol-% | CH ₄ Vol-% | CO ₂ Vol-% | O ₂ Vol-% |
| PB 1 | 0,0 | 0,3 | 20,3 | 0,0 | 0,1 | 20,2 |
| PB 2 | 0,0 | 8,2 | 9,1 | 0,0 | 4,2 | 11,4 |
| PB 3 | 0,0 | 0,0 | 20,5 | 0,0 | 0,0 | 19,9 |
| PB 4 | 0,0 | 0,0 | 20,4 | 0,0 | 0,0 | 19,2 |
| PB 5 | 0,0 | 0,0 | 20,5 | 0,0 | 0,0 | 18,2 |
| PB 6 | 0,0 | 2,0 | 17,3 | 0,0 | 1,8 | 16,5 |
| PB 7 | 0,0 | 0,1 | 20,3 | 0,0 | 0,1 | 19,2 |
| PB 8 | 0,0 | 0,6 | 19,6 | 0,0 | 0,6 | 18,5 |

Zur Verdichtung des Meßprogramms wurde zusätzlich in einem Versuchsfeld der Größe 4 * 2 m (siehe Detail 1 in Abbildung 6.43) rund um den kritischen Probenahmepunkt PB 2 an weiteren 12 fix installierten Probenahmepunkten die Bodenluftzusammensetzung zwischen 09.02.1999 und 11.02.1999 ermittelt. Abbildung 6.44 zeigt die Anordnung der Meßpunkte rund um den Probenahmepunkt PB 2.

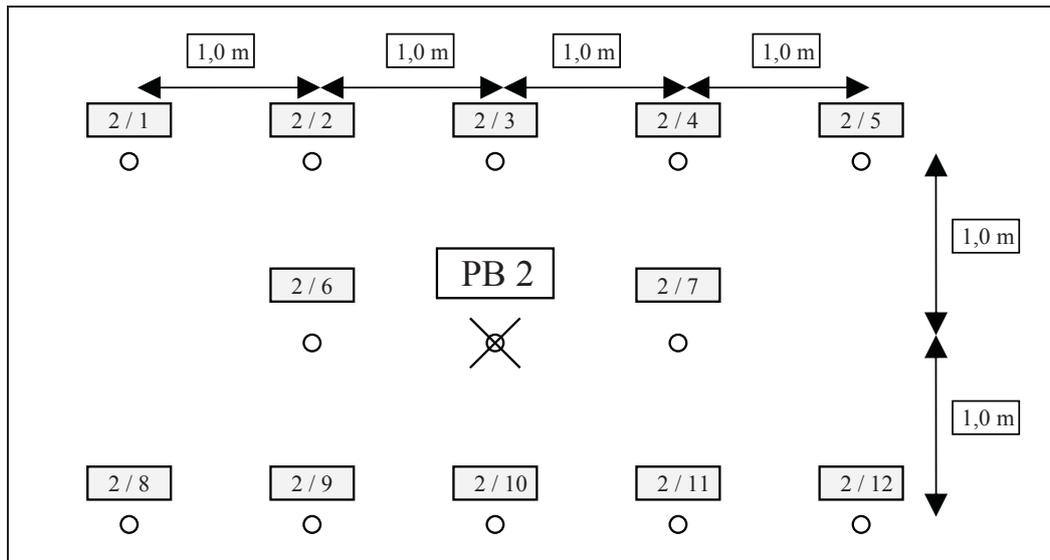


Abbildung 6.44: Anordnung der Meßpunkte im Bereich rund um den Probenahmepunkt PB 2 zur Datenverdichtung bei der Abnahmemessung auf der Altlast ST11 in Feldbach

Im Rahmen des verdichteten Meßprogramms wurde die Bodenluftzusammensetzung über drei Tage hinweg an insgesamt 13 Punkten gemessen, um Gewißheit über das Erreichen des Sanierungszieles zu erlangen. Die Ergebnisse an den einzelnen Meßsonden spiegeln die Messung an der Probenahmestelle PB2 vom 08.02.1999 wider (siehe Tabelle 6.16):

An keinem der Meßpunkte wurde während der drei Tage Methan festgestellt. Das Vorhandensein biologischer Rotteprozesse zeigte sich an den etwas niedrigen Sauerstoffgehalten (zwischen 1,6 und 20,5 Vol-%) und den erhöhten Kohlendioxidkonzentrationen in der Bodenluft.

Zur weiteren Verifizierung der Meßergebnisse wurden dem Meßprogramm die Daten der Bodenluftzusammensetzung an den Wasserlanzen beigefügt. Auch diese Messungen wiesen im Meßbereich keine Methankonzentrationen in der Bodenluft auf.

Aufgrund der Resultate der oben genannten Meßprogramme war das Erreichen des Sanierungszieles zwar als erfüllt zu betrachten, dennoch wies die Bodenluft rund um den Probenahmepunkt BP 2 deutlich höhere Kohlendioxidkonzentrationen als die aus der Literaturrecherche und der Vergleichsmessung vom 19.12.1998 zu erwartenden natürlichen Kohlendioxidkonzentrationen auf.

Mittels des Bio-Puster-Verfahrens konnte das Milieu in der Deponie in einen stabilen aeroben Zustand gebracht werden, so daß selbst ein einmonatiger Betriebsstillstand kein Kippen des Milieus vom aeroben in einen anaeroben Zustand verursachte. Somit konnte mit dem Abbau der verfahrenstechnischen Einrichtungen im ersten Sanierungsabschnitt begonnen werden.

Tabelle 6.16: Ergebnisse des verdichteten Meßprogrammes im Bereich des Probennahmepunktes PB2

| Datum | 09.02.99 | | | 10.02.99 | | | 11.02.99 | | |
|-------------|--------------------------|--------------------------|-------------------------|--------------------------|--------------------------|-------------------------|--------------------------|--------------------------|-------------------------|
| | CH ₄ Vol-% | CO ₂ Vol-% | O ₂ Vol-% | CH ₄ Vol-% | CO ₂ Vol-% | O ₂ Vol-% | CH ₄ Vol-% | CO ₂ Vol-% | O ₂ Vol-% |
| PB 2 | 0,0 | 8,2 | 8,3 | 0,0 | 6,5 | 7,0 | 0,0 | 4,2 | 11,4 |
| [2/1] | 0,0 | 0,5 | 19,8 | 0,0 | 1,9 | 16,0 | 0,0 | 2,6 | 12,4 |
| [2/2] | 0,0 | 12,0 | 1,6 | 0,0 | 7,6 | 7,8 | 0,0 | 5,8 | 6,2 |
| [2/3] | 0,0 | 4,6 | 9,7 | 0,0 | 4,9 | 11,7 | 0,0 | 4,2 | 10,2 |
| [2/4] | 0,0 | 7,4 | 6,3 | 0,0 | 6,5 | 11,2 | 0,0 | 7,0 | 4,6 |
| [2/5] | 0,0 | 0,4 | 19,7 | 0,0 | 3,3 | 13,7 | 0,0 | 1,2 | 16,3 |
| [2/6] | 0,0 | 7,4 | 7,3 | 0,0 | 5,4 | 8,2 | 0,0 | 0,9 | 20,5 |
| [2/7] | 0,0 | 11,0 | 3,9 | 0,0 | 9,2 | 10,1 | 0,0 | 1,1 | 18,1 |
| [2/8] | 0,0 | 5,0 | 7,7 | 0,0 | 2,1 | 15,5 | 0,0 | 0,3 | 20,2 |
| [2/9] | 0,0 | 4,5 | 6,8 | 0,0 | 3,4 | 15,3 | 0,0 | 0,5 | 20,1 |
| [2/10] | 0,0 | 3,3 | 13,1 | 0,0 | 7,4 | 6,8 | 0,0 | 2,2 | 15,4 |
| [2/11] | 0,0 | 2,0 | 15,2 | 0,0 | 0,6 | 20,2 | 0,0 | 1,0 | 18,2 |
| [2/12] | 0,0 | 0,6 | 18,1 | 0,0 | 0,1 | 20,5 | 0,0 | 0,5 | 19,7 |

7 Bewertung und Stellungnahme

In Feldbach wird das Bio-Puster-Verfahren zum erstenmal zur Sanierung einer Altablagerung verwendet. Bisher fand es vorwiegend bei der Geruchsstabilisierung von Abfallumlagerungen, bei der Totalrotte von Alt- und Frischmüll sowie bei der Sanierung von Mineralölschadensfällen Einsatz.

So wie viele andere in-situ-Sanierungsverfahren hatte auch der Bio-Puster genau mit jenen Problemen zu kämpfen, die in-situ-Sanierungen in der Regel schwierig gestalten:

- Jede Art von in-situ-Sanierung stellt einen Langzeitprozeß dar, deren Dauer in der Regel vorab nicht genau abgeschätzt werden kann. Am Fallbeispiel Feldbach wird deutlich, daß die geplanten 6 Monate zur Sanierung nicht ausreichten und selbst die verlängerten 9 Monate Sanierungsdauer in manchen Teilgebieten nicht den erwarteten Erfolg brachten.
- Altablagerungen bestehen in den meisten Fällen aus einem Gemisch verschiedenster Abfälle, sodaß Inhomogenitäten in Form von Bereichen geringer Durchlässigkeit oder erhöhten organischen Anteilen auftreten. Diese sind die Ursachen für verzögerte Abbauprozesse und somit auch für eine langwierige Sanierung.
- Die Bildung von gefährlichen und mobilen Metaboliten war aufgrund der Kenntnisse über die Altlast sowie deren Vorgeschichte im Fallbeispiel Feldbach nicht zu erwarten.
- Die Einstellung optimaler Lebensbedingungen für autochthone Mikroorganismen durch Zufuhr von Wasser, Sauerstoff und Nährstoffen sowie die zielführende Verwendung von standortfremden Mikroorganismen bereiten Probleme. Erst der Einsatz von Injektionslanzen ermöglichte in diesem Fall eine effektive Wassereinjektion in verschiedene Tiefenstufen und Regionen der Altlast. Das Problem der Sauerstoffverteilung im Deponiekörper wird durch das Verfahrensprinzip des Bio-Pusters angegangen.
- Die Einsetzbarkeit und Wirkung von speziell gezüchteten Mikroorganismen, die im labormaßstäblichen Lysimeterversuch und bei Wasseraufbereitungsanlagen hohes Degradations- und Transformationsverhalten gezeigt haben, ist im praktischen Einsatz vorab nicht abschätzbar. Bei der Altlast Feldbach zeigten sich aber durchaus positive Auswirkungen in Form von Temperaturerhöhung und Anstieg der Kohlendioxidkonzentration in der Bodenluft.
- Durch Monitoring zur Dokumentation des Sanierungsfortschrittes wurde das Geschehen in der Altdeponie verfolgt. Die Abbaumechanismen von biologisch abbaubaren Schadstoffen in einer Altdeponie sind am ehesten jedoch mit einer „black-box“ zu vergleichen, bei dem dem Monitoring eine entscheidende Funktion zukommt. Dazu hätten neben der kontinuierlichen Messung der Deponiegaskomponenten auch die Vorabbestimmung des spezifischen Wasseraufnahmevermögens des Deponiematerials sowie die TOC-Bestimmung in kritischen Bereichen gehört. Komplizierte und aufwendige Probenahmen erschwerten jedoch den Monitoringvorgang.

Die Erkenntnisse über die Probleme, die sich im Rahmen der Sanierung des ersten Abschnitts der Altdeponie Feldbach ergaben, werden die Arbeit bei der Sanierung des zweiten Abschnitts entsprechend erleichtern und vereinfachen. Durch Analyse der

Betriebsführung sowie der angewandten Monitoring- und Meßmethodik können zusätzlich Informationen für einen optimierten Verfahrenseinsatz gewonnen werden.

7.1 Analyse der Verfahrensführung

Unter Betriebs- oder Verfahrensführung wird die Art des Einsatzes aller technischen Einrichtungen zur Beeinflussung der Verfahrensparameter (Zuluft- und Absaugmengen, Sauerstoffanreicherung der Zuluft sowie Wasser- und Nährsubstratdosierung) verstanden. Die richtige Einstellung der Verfahrensparameter hat entscheidende Auswirkungen auf die Sanierung und kann zur Verkürzung der Sanierungsdauer führen. Um einen Überblick über die Verfahrensparameter und deren zeitliche Änderung zu erhalten, werden in Abbildung 7.1 Zuluft- und Absaugmengen sowie Sauerstoffgehalt der Zuluft im zeitlichen Vergleich dargestellt.

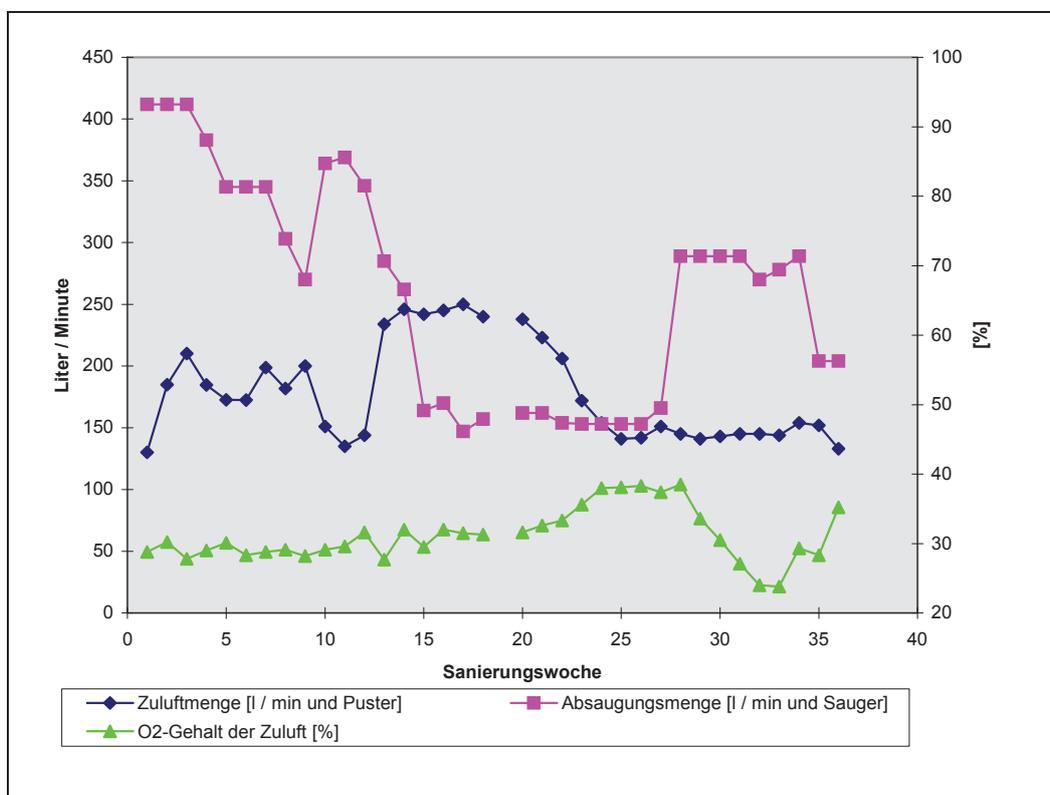


Abbildung 7.1: Vergleich des zeitlichen Verlaufs der Zuluft- und Absaugmengen sowie des Sauerstoffgehaltes der Zuluft bei der Sanierung der Altdeponie Feldbach

Zu Beginn der Sanierung (in den ersten 15 Wochen) wurden die Bio-Puster und Absauganlagen so eingestellt, daß wesentlich höhere Absaug- als Einblasleistungen vorlagen. Man mußte davon ausgehen, daß anfangs in der Deponie neben dem

explosionsgefährlichen Methan auch geringe Mengen an vagabundierenden toxischen Deponiegaskomponenten, wie z.B. Schwefelwasserstoff und chlorierte Kohlenwasserstoffen existierten. Um jegliche Gefährdung zu vermeiden, wurde daher die Anlage in den ersten 15 Sanierungswochen mit einer doppelt so hohen Absaug- als Einblasleistung betrieben. Diese Art der Verfahrensführung kommt der Technologie der Bodenluftabsaugung sehr nahe, weil die flüchtigen Komponenten sehr schnell dem Untergrund entzogen werden und der biologische Abbau nur eine untergeordnete Rolle spielt.

In weiterer Folge wurde der aerobe Rotteprozeß von Schadstoffen vor allem durch gleichzeitiges Absenken der Absaugleistung und Erhöhen der Zuluftmenge beschleunigt. Es ist davon auszugehen, daß in dieser Phase sowohl flüchtige als auch nicht flüchtige Schadstoffe biologisch abgebaut wurden. Vor allem flüchtigen Deponiegaskomponenten konnten aufgrund von Konzentrationsgefällen von höher in niedriger kontaminierte Zonen geführt, dort reabsorbiert und biologisch abgebaut werden [Anderson 1995].

Ähnliche in den USA angewandte Verfahren, wie zum Beispiel die Bioventing-Technologie, zielen bewußt darauf ab, erhöhte Zuluftmengen mit geringen Absaugleistungen zu kombinieren, um einerseits die biologischen Abbauprozesse zu fördern und andererseits die reine Absaugung von Schadstoffen so gering wie möglich zu gestalten. Geringe Gasmengen helfen, die nachfolgende Gasbehandlungsanlage in Form von Bio- oder / und Aktivkohlefilter einzusparen oder zu minimieren [Nyer et al. 1996].

Die oben geschilderte Verfahrensführung bedingt, daß die Differenz zwischen eingebrachter und abgesaugter Luftmenge, die nicht durch Mikroorganismen aufgebraucht wird, sowie mitgerissene flüchtige Substanzen aus dem Deponiekörper über unterschiedliche Wege in die Atmosphäre entweichen. Aufgrund des nicht vorhandenen Schadstoffpotentials des Deponiegases der Altlast Feldbach zu diesem Zeitpunkt der Sanierung kann diese Maßnahme als unbedenklich bewertet werden. Lediglich das Ausgasen des durch den Mineralisierungsprozeß gebildeten klimarelevanten Gases Kohlendioxid war zu diesem Zeitpunkt zu erwarten.

Ab Sanierungswoche 24 wurde die Anlage wieder mit erhöhten Absaugmengen betrieben. Die häufige Veränderung der Zuluft- und Absaugmengen beruhte auf zwei verschiedenen Ansätzen, die im Laufe der Sanierung von der ARGE-Bio-Puster verfolgt wurden:

1. Man ging davon aus, daß man durch erhöhte Absaugmengen die sauerstoffangereicherte Luft auch in Bodenregionen mit geringer Permeabilität saugen könnte, um dort die Rotteprozesse zu optimieren und der Kanalbildung im Boden entgegenzuwirken.
2. Andererseits können durch längere Aufenthaltszeiten des Sauerstoffs, d.h. bei geringer Absaugrate, auch höhere Abbauleistungen erzielt werden.

Durch zusätzliche und simultane Veränderung weiterer Verfahrensparameter war es in den einzelnen Betriebsphasen nicht möglich, die tatsächliche Auswirkung der Zuluft- und Absaugmenge auf den Sanierungserfolg abzuschätzen.

Ähnliche Probleme gibt es in Bezug auf den Sauerstoffgehalt der Zuluft (siehe Abbildung 7.1). Eine relativ konstante Anreicherung der Zuluft auf knapp 30 Vol-% Sauerstoff in der ersten Hälfte der Sanierung stand einer knapp fünfwöchigen Erhöhung auf etwa 40 Vol-%

bzw. einer Absenkung auf unter 25 Vol-% in der zweiten Sanierungsperiode gegenüber. Aufgrund der Vielzahl der Reaktionen und Verbindungen, die Sauerstoff im Deponiekörper eingehen kann, ging man zu Beginn der Sanierung von empirischen 30 Vol-% Sauerstoff in der Zuluft aus mit dem Ziel, in der Abluft einen dem Luftsauerstoff entsprechenden Wert von ca. 21 Vol-% wiederzufinden. Man wollte einerseits damit sicherstellen, daß im Deponiekörper selbst genügend Sauerstoff für die Rotteprozesse zur Verfügung stand, und auch der Biofilter mußte mit einem entsprechenden Sauerstoffgehalt betrieben werden. Andererseits stellt der O₂-Verbrauch einen nicht unmaßgeblichen Kostenfaktor dar. Im Laufe der Sanierung wurde von der PORR-Umwelttechnik ein Belüftungs-Lysimeterversuch am Abfall der Altlast ST11 zur Festlegung der optimalen Betriebsbedingungen einer in-situ-Totalrotte durchgeführt. Als Empfehlung wurde für die Sanierung der Altlast „Alois-Gerstl-Weg“ eine Sauerstoffkonzentration von 36 Vol-% im Behandlungsgas abgegeben. Auf Basis dieses Untersuchungsberichtes wurde während der zweiten Hälfte der Sanierung der Sauerstoffgehalt der Zuluft entsprechend erhöht, was O₂-Konzentrationen um die 30 Vol-% in der Abluft zur Folge hatte. Sinnvollerweise hätte dieser Versuch schon vor der Sanierung durchgeführt werden sollen. Die ständige Veränderung der Verfahrensparameter verhinderte in puncto Sauerstoffkonzentration in der Zuluft einen eindeutigen Lösungsansatz für eine optimierte ökologische und ökonomische Sanierung.

Der Literatur konnten keine Sauerstoffrichtwerte für vergleichbare Referenzsanierungen entnommen werden. Selbst die Verwendung von Reinsauerstoff bei Modellversuchen führt zu keiner hemmenden Wirkung bei den Mikroorganismen [Nyer et al. 1996]. Andererseits können schon Sauerstoffkonzentrationen ab 1 Vol-% aerobe Abbauprozesse stabilisieren [Alef 1994].

Die Optimierung des Milieufaktors Wassergehalt (Feuchte) in der Deponie wurde im Rahmen der Sanierung des ersten Abschnitts ebenfalls mehrmals in Angriff genommen. Bodenfeuchten zwischen 50 und 80% der spezifischen Wasserhaltekapazität (Wassersättigung) werden in der Literatur als zielführend dokumentiert [Fachgruppe Wasserchemie 1997; EPA]. Die während der Bohrlochherstellung gezogenen Proben wurden auf Trockensubstanz bzw. Wassergehalt untersucht. Die gewonnenen Werte gaben jedoch keinen Aufschluß über die Wasseraufnahmefähigkeit des Deponiematerials und waren somit nur bedingt zur Optimierung des Wassergehalts einsetzbar.

Wasser wurde mit Hilfe folgender zwei Techniken in die Deponie eingebracht:

- Die Wasserdosierungseinrichtung des „neuen Bio-Pusters“ kam bei der Sanierung in Feldbach zum erstenmal zum Einsatz. Es stellte sich sehr bald heraus, daß eine Druckstoßbewässerung für dichtgelagerte Deponiematerialien unmittelbar über der Deponiesohle wie in Feldbach nicht geeignet war. In vielen Fällen hielten die Membranen der Entlüftungsventile dem durch das Wasserreservoir entstandenen Gegendruck nicht stand und wurden beschädigt. In dieser Sanierungsperiode mußten bei ca. 30 Bio-Puster die Membranen der Entlüftungsventile gewechselt werden. Deshalb wurden lediglich 10,7 m³ Wasser auf diese Art injiziert.
 - Als Alternativlösung wurden Injektionslanzen in 1,5 m Bodentiefe eingebracht, die sich einerseits durch ihre Bedienungsfreundlichkeit, andererseits durch die Möglichkeit zur
-

zusätzlichen Luftspeisung auszeichneten. Lediglich die geringe Rohrleitungsdimensionierung, die sich bei größeren Wassermengen und bei niedrigen Lufttemperaturen als hinderlich erwies, stellte eine Einschränkung dieser Technologie dar. Im Laufe der Sanierung des ersten Abschnitts in Feldbach wurden mit Hilfe der Injektionslanzen insgesamt 175 m³ Wasser eingespeist.

Allgemein wurde jedoch der Bedeutung des Wassergehalts (Feuchte) des Deponiekörpers zu wenig Rechnung getragen. Die verstärkte Berücksichtigung des direkten Zusammenhangs zwischen Feuchtegehalt, biochemischen Umsetzungsprozessen (Bodenwasser ist Transportmedium für Nährstoffe), Belüftbarkeit des Untergrundes (Wasser behindert die Wegigkeit der Luft im Boden) sowie Kühleffekte im Boden durch zu starke Bewässerung hätte die Effektivität der Sanierung noch weiter steigern können.

Durch die ständige Veränderung der Verfahrensparameter konnte auch für die Optimierung des Wassergehalts keine eindeutige Zuordnung von verstärkten biologischen Abbauleistungen zu Änderungen des Bodenfeuchtegehalts erfolgen.

Als weiterer Milieufaktor wurde bei der Sanierung auch die Möglichkeit der Optimierung der Mikroorganismenzusammensetzung durch Einspeisung einer Substratlösung in Form des Produkts „Microbe-Lift™“ ausgeschöpft. Die aus einer speziellen Bakterienmischung zusammengesetzte Lösung zeigte schon im Rahmen des Belüftungs-Lysimeterversuches der PORR-Umwelttechnik positive Ergebnisse. Mit Wasser verdünntes „Microbe-Lift™“ wurde mit Hilfe der Injektionslanzen in den Deponiekörper eingebracht. Auswertungen der Bodenluftzusammensetzung (Monitoringprogramm) ergaben ein ersichtliches Ansteigen der Bodenluftkomponente Kohlendioxid in der Woche der Einspeisung (Sanierungswoche 22 und 23) sowie in der darauffolgenden Sanierungswoche (siehe Abbildung 7.4, Teilbereich A). Dieser Peak spiegelte sich jedoch im Temperaturverlauf der Bodenluft nicht wider. Die Verwendung von standortfremden Mikroorganismen wurde in der Literatur vor allem bei der Startphase von Sanierungen positiv dokumentiert. Hingegen bewiesen viele Stämme nach ihrer Freisetzung in den Boden geringe Persistenz und wurden innerhalb kürzester Zeit durch die autochthone Standortbiozönose überwachsen und eliminiert. Die Verwendung von „Microbe-Lift™“ könnte im Rahmen der Sanierung des zweiten Abschnitts intensiviert und genauer analysiert werden.

Der Versuch, vorgewärmtes Wasser mit einer Temperatur von ca. 30°C über die Injektionslanzen in den Deponiekörper einzubringen, konnte in Bezug auf den Erfolg nicht genau bewertet werden. Diese Maßnahme wurde nämlich unmittelbar vor der Einspeisung der Nährstofflösung vollzogen. Daher war es nicht möglich genau abzuschätzen, inwieweit die Warmwassereinspeisung eine verzögerte Auswirkung auf verstärkte biochemische Umsetzungsvorgänge hatte.

Dieses Beispiel zeigt die Schwierigkeit der Bewertung der einzelnen Maßnahmen zur Optimierung der Milieufaktoren im Deponiekörper. Der simultane Wechsel mehrerer Verfahrensparameter lässt nur sehr vage Schlüsse auf deren Wirksamkeit in Bezug auf biologische Rotteprozesse zu. Eine kontinuierlichere Verfahrensführung, bei der lediglich ein Milieufaktor über die Zeitdauer von etwa 14 Tagen variiert und verändert wird, sowie ein

Kommentar:

Kommentar:

verdichtetes Meßprogramm (2 Messungen pro Woche) würden mehr Aufschluß über die Optimierungspotentiale der Verfahrensparameter geben.

7.2 Analyse der Monitoring- und Meßmethodik

Biologische in-situ-Sanierungen sind Langzeitprozesse mit der Dauer von bis zu mehreren Jahren und ähneln sehr stark einer „black-box“, in der es aufgrund der inhomogenen Struktur des Untergrundes und der inhomogenen Verteilung der Schadstoffe sehr schwierig ist, biologische Abbaumechanismen zu erkennen und diese zu begründen. Die begleitenden Kontrollmessungen boten die Möglichkeit, den Sanierungsfortschritt zu verfolgen. Bei der Sanierung der Altlast „Alois-Gerstl-Weg“ erfolgte das Monitoring über die wöchentliche Bestimmung der Zusammensetzung des abgesaugten Deponiegases und dessen Temperatur an den Absauganlagen.

Bodenluftuntersuchungen sind in der Regel die am einfachsten durchführbaren Monitoring- und Analysemethoden. Ihre Abhängigkeit von äußeren Einflüssen (Feuchtegehalt des Bodens, Luftdruck und Temperatur) darf jedoch nicht außer Acht gelassen werden.

Die Installation der Injektionslanzen im August 1998 bot gleichzeitig die Möglichkeit von zusätzlichen wöchentlichen Meßdurchgängen. Das Ergebnis war einerseits ein sehr feinmaschiges Beprobungsnetz zur Verdichtung der Informationen, andererseits erhielt man durch die Beprobung der Bodenluft an den Injektionslanzen sehr genau Auskunft über die Deponiegaszusammensetzung in 1,5 m Tiefe. Bisher war an den Absauganlagen immer ein Bodenluftgemisch beprobt worden, das aus mehreren Tiefenstufen zusammengesetzt war. Diese Bodentiefe war deshalb für die ARGE-Bio-Puster von Bedeutung, da hier die Kontrolle des Sanierungszieles zu erfolgen hatte.

Das Meßprogramm konzentrierte sich im Rahmen des Monitorings auf folgende Komponenten:

- Sauerstoffgehalt der Bodenluft,
- Kohlendioxidgehalt der Bodenluft,
- Methangehalt der Bodenluft,
- Temperatur der Bodenluft.

Die eingesetzten tragbaren Multigasanalytoren wiesen zwar ein gewisse Meßungenaugigkeit auf, zeichneten sich andererseits durch ihre leichte Handhabung unter Berücksichtigung der Menge an Beprobungspunkten aus.

Die Erfassung des Methangehaltes war nur in den ersten drei Wochen von Bedeutung, da ab der vierten Sanierungswochen keine Methankonzentrationen in der Bodenluft zu messen waren (siehe Abbildung 7.4). Zur Analyse der Ausgangslage bei Sanierungsbeginn wäre es unbedingt nötig gewesen, eine Nullmessung durchzuführen. Die Messung vom 04.05.1998 kann nämlich nur mit Einschränkungen als solche verwendet werden, da zum Zeitpunkt der Meßdurchführung die Absauganlage schon mehrere Stunden in Betrieb war. Dadurch war

ein Rückschluß auf aerobe bzw. anaerobe Bereiche der Deponie vor Sanierungsbeginn nicht mehr möglich und die Ausgangslage wurde verzerrt.

Laut Literatur sind Sauerstoff und Kohlendioxid die besten Parameter, um ein Monitoring bei biologischen in-situ-Verfahren durchzuführen, wobei sich aufgrund des komplexen Verhaltens von Kohlendioxid im Untergrund (Adsorption an Calciummineralen, Lösen im und Ausgasen aus dem Porenwasser, etc.) nur bedingt zu Monitoringzwecken eignet. [Anderson 1995]

7.2.1 Sauerstoffmonitoring

Sauerstoff kann nach Einbringen in den Deponiekörper neben der Oxidation von organischer Substanz auch mit sehr vielen anderen chemischen Stoffen im Boden reagieren. Dazu gehört zum einen die Oxidation organischer Schadstoffe. Zum anderen verändert Sauerstoff den Oxidationsstatus von Metallen im Boden, z.B. Eisen wird durch den eingebrachten Sauerstoff oxidiert. Eine weitere wichtige sauerstoffverbrauchende Reaktion stellt die Nitrifizierung dar. Erst nachdem leicht abbaubare Kohlenstoffe größtenteils oxidiert worden sind, wird der Sauerstoff zur Nitrifizierung der vorhandenen Stickstoffverbindungen verbraucht. Dabei wird Ammonium über das Zwischenprodukt Nitrit zu Nitrat oxidiert.

D.h. bei der Bewertung des Sanierungsfortschrittes mittels des Parameters Sauerstoff kann nicht der gesamte Sauerstoffverbrauch eindeutig den aeroben Rotteprozessen zugeordnet werden.

Abbildung 7.2 zeigt, daß der Sauerstoffgehalt der Zuluft und die Sauerstoffkonzentration in der Bodenluft (Durchschnittswert aller Absauganlagen) zu Beginn der Sanierung aufgrund des anaeroben Ausgangszustandes des Deponiekörpers sich deutlich unterscheiden. Biologische aerobe Abbauprozesse zeichnen sich durch Reaktion von organischen Substanzen mit Sauerstoff zu Kohlendioxid und Wasser aus. Der Vergleich des Sauerstoffgehalts vor der Einspeisung in und nach der Absaugung aus dem Deponiekörper bietet eine ausgezeichnete Methode biologische Vorgänge zu dokumentieren. Die Differenz der beiden Sauerstoffströme bildet die sogenannte Sauerstoffzehrung (Veratmung) der Bodenluft.

In der Regel nimmt die Sauerstoffzehrung mit fortlaufender Sanierungsdauer ab. Auch bei der Sanierung in Feldbach war dies tendenziell (ausgenommen von den zu erwartenden Abweichungen) zu erkennen. Beim Versuch eine Sauerstoffzehrung für die Sanierung der Altlast Feldbach in Abbildung 7.2 darzustellen, wurden jedoch folgende Parameter nicht berücksichtigt:

- Etwaige sauerstoffverbrauchende Reaktionen mit anderen Elementen und Verbindungen im Deponiekörper, wie z.B. Nitrifizierung oder Oxidation von Metallen.
- Zwischen der 15. und 25. Sanierungswoche wurde aufgrund der Betriebsführung eine größere Menge an mit Sauerstoff angereicherter Luft in den Boden eingebracht als wieder abgesaugt wurde. Man kann davon ausgehen, daß gewisse Mengen an

Sauerstoff über die Deponieoberfläche in die freie Atmosphäre entweichen sind und daher in der Darstellung nicht berücksichtigt werden konnten.

- Während der übrigen Zeit der Sanierung wurde die Absauganlage mit höheren Mengen als die Kompressoranlage betrieben. Das Ansaugen von Luft und somit von Luftsauerstoff aus der Atmosphäre wurde bei der Berechnung der Sauerstoffzehrung ebenfalls nicht berücksichtigt.

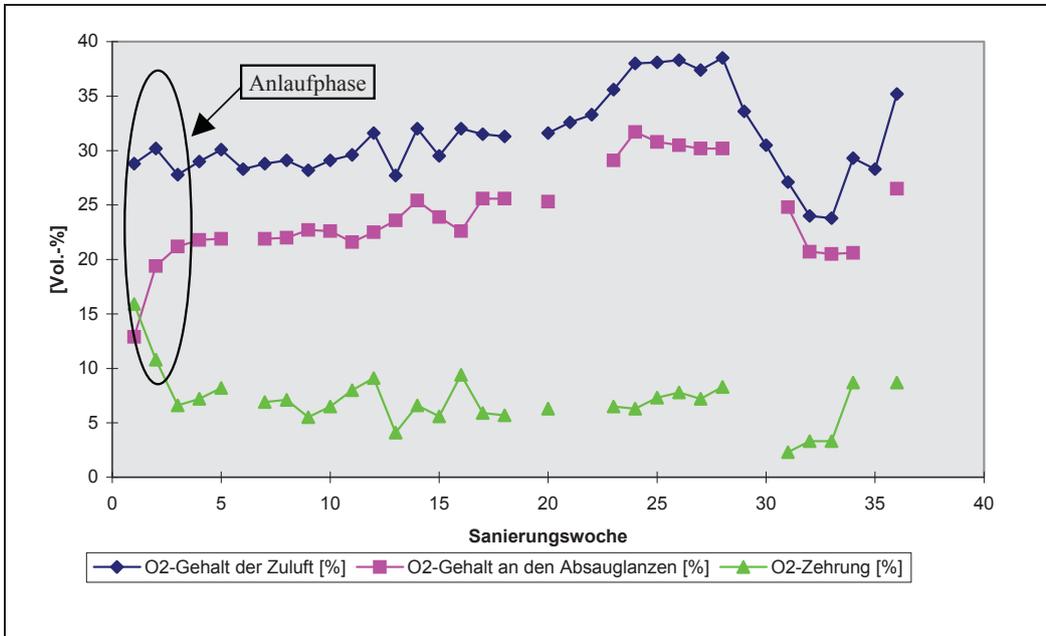


Abbildung 7.2: Zeitlicher Verlauf des Sauerstoffgehalts in der Zuluft und an den Absauganlagen (Durchschnittswert) sowie der Sauerstoffzehrung in der Bodenluft

Trotz dieser unberücksichtigten Parameter entspricht der Verlauf der Sauerstoffzehrung im großen und ganzen den von der ARGE-Bio-Puster im Rahmen des Belüftungs-Lysimeterversuches erzielten Ergebnissen. Noch deutlicher ist die Sauerstoffzehrung an kritischen Punkten bezüglich der Sanierung, wie z.B. an „hot-spots“, zu erkennen, die mit 11.01.1999 eine abgeschlossene Sanierung aufzuweisen hatten. Abbildung 7.3 zeigt den Sauerstoffgehalt der Zu- und Abluft sowie die Sauerstoffzehrung an der Absauganlage S 86. Der abnehmende Verlauf der Sauerstoffzehrung ist an diesem Meßpunkt wesentlich stärker ausgeprägt als bei der durchschnittlichen Sauerstoffzehrungskurve in Abbildung 7.2.

Mit Hilfe der Sauerstoffaufnahme der Mikroorganismen lassen sich bei speziellen Schadensfällen auch stöchiometrische Gleichungen erstellen, mit deren Hilfe man auf Basis der Kontaminationsmenge die Dauer der Sanierung abschätzen kann. Feldtests in den USA am Beispiel einer Benzolkontaminierung erreichen mittels solcher Rechnungen sehr exakte Abschätzungen. Am Fallbeispiel Feldbach war aufgrund der Diversität der Kontaminanten im Deponiekörper an ein Aufstellen einer Reaktionsgleichung nicht zu denken.

Der Sauerstoffgehalt an den Absauganlagen lieferte jedoch neben der Grundlage zur Berechnung der rein rechnerischen Sauerstoffzehrung kaum Monitoringinformationen. Vor allem die ständige Änderung des Sauerstoffgehalts in der Zuluft erschwerte den Gebrauch der Daten zu einem verwertbaren Monitoringprogramm.

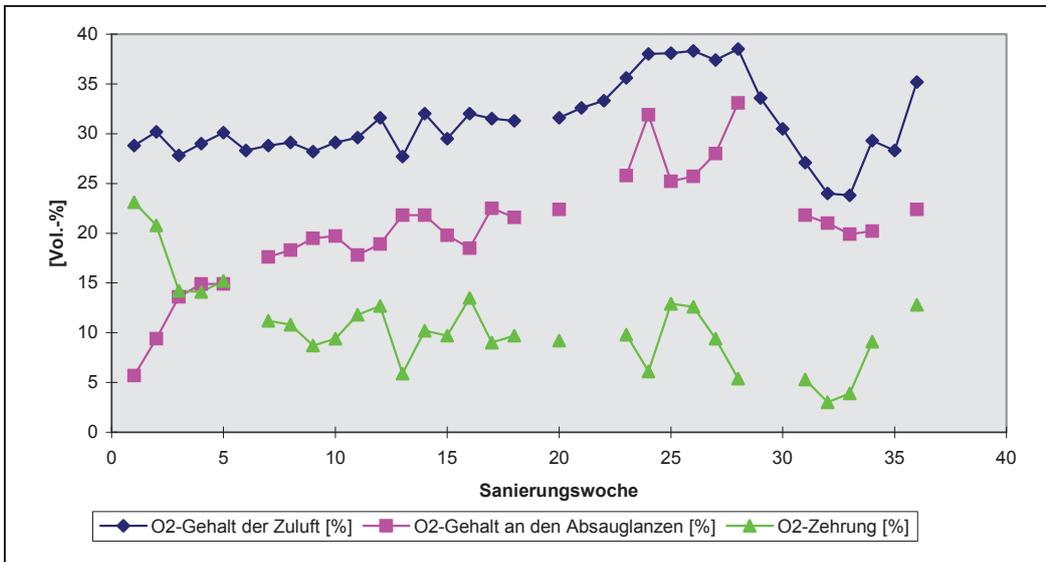


Abbildung 7.3: Zeitlicher Verlauf des Sauerstoffgehalts in der Zu- und Abluft sowie der Sauerstoffzehrung an der Absauganlage S86

7.2.2 Kohlendioxidmonitoring

Aerobe Abbauprozesse reflektieren sowohl den Verbrauch von Sauerstoff als auch die Bildung von Kohlendioxid. Wie schon erwähnt, kann die Mineralisierung nach Reaktionsgleichung 4.1 ablaufen.

Bei der Sanierung der Altlast Feldbach konnte die Produktion von Kohlendioxid aufgrund aerober Rotteprozesse hervorragend verfolgt werden (siehe Abbildung 7.4). Nach Austreiben des durch stabile Methangärung verursachten Kohlendioxids (gemäß der bedingt brauchbaren Nullmessung durchschnittlich 3,6 Vol-%; Anmerkung: Die durchschnittlichen Kohlendioxidkonzentrationen während der stabilen Methangärung liegen zwischen 33 und 55 Vol-% [Müller; Rettenberger 1996]) und Wechsel von anaeroben auf aerobe Abbaumechanismen konnte ein eindeutiges Ansteigen der Kohlendioxidwerte beobachtet werden. In Sanierungswoche 16 (Mitte August 1998) wurde mit durchschnittlich 3,5 Vol-% Kohlendioxid in der Bodenluft der Maximalwert erreicht. Hohe Temperaturen und trockenes Wetter förderten diese hohen Gehalte. Der gekennzeichnete Bereich B zeigt den Ausfall der Bio-Puster-Anlage in Sanierungswoche 19. Dabei kam es wahrscheinlich zu einer Akkumulation des produzierten Kohlendioxid im Deponiekörper, was die hohen

Konzentrationen im Rahmen des Meßdurchganges in Sanierungswoche 20 erklärt. Durch den Betriebsausfall wurden jedoch die aeroben Abbauprozesse so gestört, daß es in der Folgewoche zu einem rapiden Absinken der Kohlendioxidkonzentrationen kam. Erst in Sanierungswoche 22 stabilisierten sich die Abbaumechanismen wieder, was zusätzlich durch die Einspeisung einer Mikroorganismenlösung gefördert wurde (Bereich A). Mit einer durchschnittlichen Kohlendioxidkonzentration von 1 Vol-% beim Meßdurchgang in der 36. Sanierungswoche lag die Endkonzentration deutlich unter der bei Beginn der Sanierung.

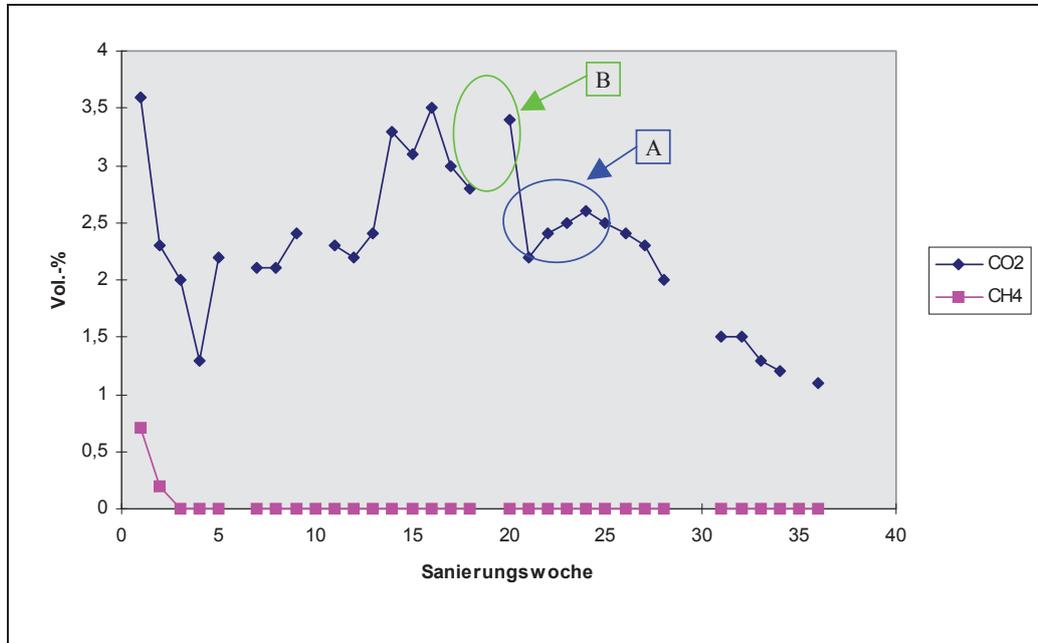


Abbildung 7.4: Zeitliche Verlauf der Kohlendioxid- und Methangehalte in der Bodenluft (Durchschnittswert aller 98 Absauganlagen) bei der Sanierung der Altlast ST11, Feldbach

Aus den gewonnenen Daten der Kohlendioxidmessungen konnte ein aufschlußreicher zeitlicher Verlauf der Sanierung bezüglich der biologischen Abbauprozesse erstellt werden. Zusätzlich war es auch möglich, eine genaue Aussage über die Verteilung von biologisch aktiven Zonen in Form von „hot-spots“ anhand der flächigen Konzentrationsdarstellungen (siehe Kapitel 6) zu treffen. Trotz des komplexen Verhaltens von Kohlendioxid im Deponiekörper war es bei der Sanierung einer der aussagekräftigsten Monitoringparameter.

7.2.3 Temperaturmonitoring

Der mikrobiologische aerobe Abbau ist neben der Bildung von Wasser und Kohlendioxid auch durch die Freisetzung von Energie, größtenteils als Wärme, gekennzeichnet. Wird dabei zum Beispiel ein Zucker in Form von Glucose aerob umgesetzt, sind dazu sechs mol Sauerstoff von Nöten. Als Produkte entsteht neben sechs mol Wasser und sechs mol

Kohlendioxid aufgrund der exothermen Reaktion eine Wärmemenge von 2.872,2 kJ pro mol umgesetzter Glucose. Gleichung 7.1 verdeutlicht die Reaktionsgleichung [Brock 1994].

Gleichung 7.1:



$$\Delta G = -2872,2[kJ / mol]$$

Aufgrund dieser Mechanismen kam es beim aeroben Rotteprozeß mit Hilfe des Bio-Puster-Verfahrens im Deponiekörper zur Freisetzung von Energie und somit zur Erwärmung der Bodenluft.

Die Sanierung von Altstandorten bzw. Altdeponien laufen laut Literatur vor allem im mesophilen Temperaturbereich, d.h. bei Temperaturen zwischen 20 und 40°C, ab. Thermophile Bakterien mit maximalen Wachstumsraten zwischen 40 und 60 °C waren bisher nur bei Kompostvorgängen zu beobachten. Da es sich bei der Sanierung der Altlast in Feldbach um eine sogenannte „in-situ-Totalrotte“ handelte, war es nicht wenig überraschend, Temperaturen bis zu 60 °C in der Bodenluft zu messen. Es ist somit davon auszugehen, daß im Laufe der Sanierung auch die Zusammensetzung der Mikroorganismenpopulation zwischen mesophilen und thermophilen Lebensgemeinschaften wechselte. Allgemein hat die Van`t-Hoff'sche Regel Gültigkeit, die mit steigenden Temperaturen verstärkte Stoffwechselprozesse und somit erhöhtes Wachstum der Mikroorganismen postuliert. Diese Regel ist aber bei Sanierungen aus folgenden Gründen mit Vorsicht zu gebrauchen [Alef 1994]:

- Reinkulturen besitzen immer obere und untere Temperaturgrenzen. Liegen die Temperaturen außerhalb des optimalen Bereichs, nimmt die Umsatzgeschwindigkeit wieder ab.
- Eine beschleunigte Abbaurrate bei Temperaturerhöhung kann ihre Ursache auch in der Erhöhung der Phasenübergangsrate des an den Oberflächen gebundenen Kontaminaten haben.

Die hohe Korrelation zwischen Kohlendioxidquellen und „hot-spots“ zeigte bei der Sanierung, daß auch Temperaturen bis zu 60 °C keine nachteiligen Einflüsse auf die Abbauraten gehabt haben.

Durch Monitoring der durchschnittlichen Temperaturen der Bodenluft an den Absauganlagen ergab sich ein exaktes Instrumentarium zur Verfolgung des Sanierungsfortschrittes (siehe Abbildung 7.5). Der Temperaturverlauf ähnelt sehr stark einer Glockenkurve, wobei die Endtemperatur mit ca. 15 °C wieder das Niveau der Ausgangstemperatur erreicht. Mit einem Temperaturmaximum von durchschnittlich über 30 °C in der 16. Sanierungswoche kann mit einiger Sicherheit der Zeitraum mit maximaler Abbaurrate festgestellt werden. Dabei sind jedoch die Außentemperaturen nicht ganz außer Acht zu lassen. Denn der Temperaturverlauf der gemessenen Bodenluft korreliert mehr oder weniger auch mit der jahreszeitlichen Lufttemperatur.

Bei jeder Einzelmessung durchströmt die Bodenluft das ca. ein Meter oberhalb des Bodens lange Stahlrohr der Absauglanze bevor es in das Meßgerät gelangt. Der Einfluß der Rohr- bzw. der Lufttemperatur im Rohr ist zwar eindeutig, läßt sich aber quantitativ schwer abschätzen. Der in Abbildung 7.5 rot gekennzeichnete Bereich A veranschaulicht den Einfluß der Außen- auf die Bodenlufttemperatur. Bei der Meßreihe in der Sanierungswoche 32 belief sich die Lufttemperatur auf $-4\text{ }^{\circ}\text{C}$. Eine Woche später wurde die Messung bei $7\text{ }^{\circ}\text{C}$ durchgeführt. Diese Temperaturschwankungen könnten auch die Ursache für die kurzzeitige Temperaturerhöhung in der Bodenluft sein.

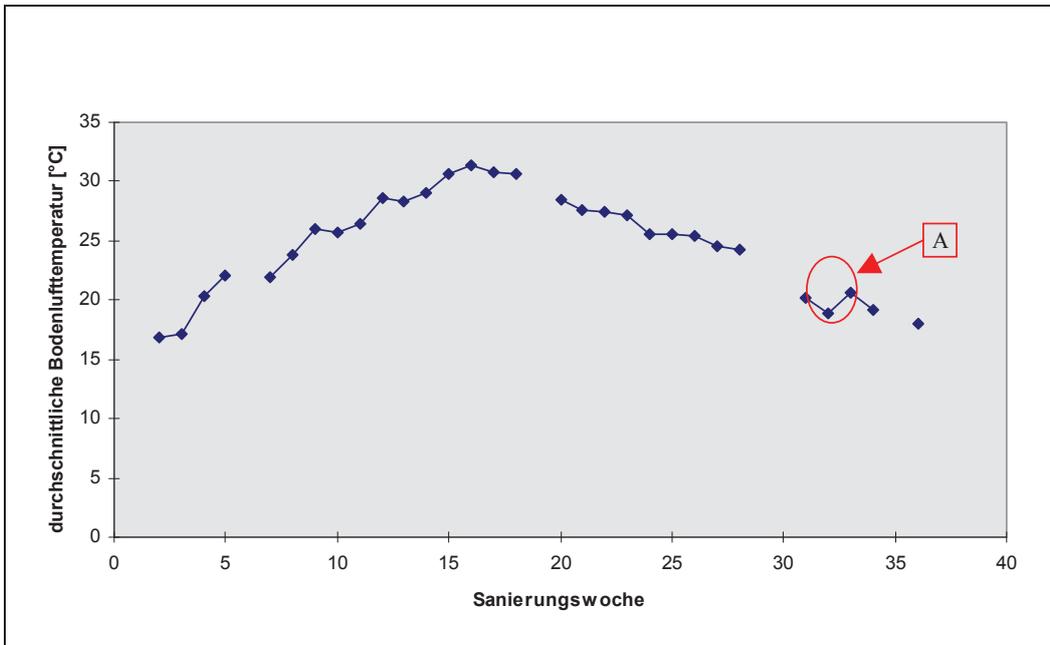


Abbildung 7.5: Zeitlicher Verlauf der durchschnittlichen Bodenlufttemperatur im Rahmen der Sanierung der Altlast in Feldbach

Das Temperaturmonitoring war somit neben dem Kohlendioxidmonitoring der hilfreichste Parameter bei der Verfolgung des Sanierungsfortschritts. Außerdem konnte eine hohe Korrelation zwischen Kohlendioxidkonzentration und Bodenlufttemperatur im Deponiekörper festgestellt werden.

Mit Hilfe des Pearsonschen Korrelationskoeffizienten r (dimensionsloser Index) mit dem Wertebereich $-1,0 \leq r \leq 1,0$ läßt sich ein Maß ermitteln, inwieweit zwischen zwei Datensätzen eine lineare Abhängigkeit besteht. 1 bedeutet dabei 100 %-ige lineare Korrelation. Der Korrelationskoeffizient r läßt sich dabei wie folgt ermitteln:

Gleichung 7.2:

$$r = \frac{n[\sum xy] - [\sum x][\sum y]}{\sqrt{[n\sum x^2 - (\sum x)^2][n\sum y^2 - (\sum y)^2]}}$$

Dabei erhält man zwischen Kohlendioxidkonzentration und Temperatur der Bodenluft einen Korrelationskoeffizienten von $r=0,81$. Dieser Wert stellt eine überdurchschnittlich gute Korrelation dar. Aussagekräftige Korrelationskoeffizienten zwischen Sauerstoff- und Kohlendioxidkonzentration bzw. zwischen Sauerstoffgehalt und Bodenlufttemperatur im Deponiekörper zu errechnen, war aufgrund des ständig neu eingestellten Sauerstoffgehalts in der Zuluft nicht sinnvoll.

7.3 Beurteilung der Anwendbarkeit des Bio-Puster-Verfahrens auf der Altlast ST11 in Feldbach

Das Bio-Puster-Verfahren wurde im Rahmen der Sanierung der Altlast ST11 in Feldbach zum erstenmal zur biologischen in-situ-Totalrotte einer Altdeponie eingesetzt. Prinzipiell erfordern Technologien wie das Bio-Puster-Verfahren spezielle Anforderungen sowohl an den Untergrund als auch an den Kontaminanten:

- Alle Schadstoffe müssen aerob abbaubar sein.
- Der zu sanierende Untergrund sollte eine gewisse Permeabilität aufweisen. Vor allem feinkörnige Böden mit tonigen und schluffigen Anteilen bilden Blockaden für den eingebrachten Sauerstoff und können somit verlängerte Sanierungszeiten verursachen.

Die Anforderungen an die Kontaminanten konnten trotz der nicht genau bekannten Abfallzusammensetzung (Gewerbe- und Hausmüll) aufgrund des geringen Schadstoffpotentials der abgelagerten Stoffe erfüllt werden. Die Durchlässigkeit (k_f -Wert) des Deponiekörpers wurde zwar im Rahmen des Feldversuches mit $8,84 \cdot 10^{-6}$ [m/s] bestimmt, aber wegen der punktuellen Versuchsanordnung und der starken Inhomogenitäten des Deponiekörpers mußte man davon ausgehen, daß auch Zonen mit geringerer Durchlässigkeit vorhanden waren. Somit war schon vorab aufgrund des Standortes eine schwierige Ausgangslage bezüglich der Sanierung gegeben.

Bei der Sanierung der Altdeponie Feldbach wurde der neu konzipierte Bio-Puster (2. Bauart) eingesetzt. Durch seinen Einsatz konnten einerseits die Geräuschentwicklung, andererseits auch die Energieverluste (Rohrreibungsverluste) minimiert werden. Dem gegenüber standen Schwierigkeiten beim Handling der schweren Bio-Puster-Rohre, vor allem beim Wechseln der defekten Bio-Puster-Bauteile.

Noch keine Berücksichtigung fand der Einfluß der Jahreszeit und somit der Außentemperatur auf die Sanierung. Sehr viele Technologien in den USA zielen sogar darauf ab, eine künstliche Erhöhung der Bodentemperatur in Form von Warmwassereinspeisung oder

Zufuhr elektrischen Stroms herbeizuführen [Anderson 1995]. Gesteigerte Abbauraten sind die Folgen dieser Maßnahmen. Der Sanierungszeitraum (zwischen Mai und Dezember) kann aufgrund der höheren Temperaturen sicherlich als sanierungsfördernd eingestuft werden.

Trotz der schwierigen Ausgangslage (inhomogener Deponiekörper, geringe Durchlässigkeit) konnte nach einer achtmonatigen Sanierungsdauer in großen Teilbereichen des ersten Abschnittes das bodenluftbezogene Sanierungsziel erreicht werden. Wenn man davon ausgeht, daß der restliche Bereich des ersten Sanierungsabschnitts weitere sieben Monate (bis Ende August 1999) zur Sanierung in Anspruch nimmt, erhält man eine Gesamt-sanierungsdauer von eineinviertel Jahren. Damit erzielt man im Vergleich mit anderen in-situ-Technologien dennoch einen äußerst kurzen Sanierungszeitraum.

Um jedoch eine endgültige Aussage über die Wirksamkeit der Sanierung und das Endstadium der Altdeponie mit Sanierungsende treffen zu können, müssen die noch ausstehenden TOC-Analysen des Deponiematerials abgewartet werden.

Abschließend werden in Tabelle 7.1 nochmals einige Vor- und Nachteile des Bio-Puster-Verfahrens aufgelistet.

Tabelle 7.1: Vor- und Nachteile des Bio-Puster-Verfahrens

| Vorteile | Nachteile |
|---|---|
| Verwendung relativ einfacher Technologie; Bio-Puster (2. Generation) minimiert Rohr-reibungsverluste und Geräuschentwicklung. | Bei Altlastensanierungen noch gering erprobt; Handlingprobleme mit dem Bio-Puster der 2. Generation aufgrund des Gewichtes. |
| | Nur für aerob abbaubare Schadstoffe einsetzbar. Geringe Dampfdrücke der Schadstoffe sind sanierungsfördernd. |

| | |
|--|---|
| Mittels Druckstoßbelüftung kann der gesamte Bodenbereich mit Sauerstoff versorgt werden. | Mögliche Kanalbildung; die meisten aeroben Mikroorganismen sind mikroaerophil und tolerieren nur einen O ₂ -Partialdruck von 0,01 - 0,03 bar [Fachgruppe Wasserchemie 1997]. |
| Wasser bzw. Nährstoffe können entweder mittels Wasserdosiereinrichtung des Bio-Pusters beim Druckstoß oder kontinuierlich über Injektionslanzen in den Boden eingebracht werden. | Bei dichtgelagerten, staunassen Böden kann es zum Versagen der Wasserdosiereinrichtung kommen. |
| Gute Monitoringmöglichkeiten der Bodenluft an den Absauglanzen. | Beeinflussung der Bodenlufttemperatur durch eine von der Außenlufttemperatur abhängige Meßmethodik. |
| Bei der Verwendung entstehen nur geringfügige Eingriffe in das Landschaftsbild; kann möglicherweise auch für Sanierungen unter Gebäuden verwendet werden. | Bei speziellen Bodenverhältnissen (geringe Permeabilität, hoher Ton- und Schluffanteil) nur bedingt einsetzbar. |
| Möglicher Verzicht auf teure Abluftreinigungsanlagen (Aktivkohlefilter). | Verwendung von Biofilter ist unumgänglich. |
| | Ledigliche Behandlung der ungesättigten Bodenzone möglich; andere Technologien müssen bei Bedarf zur Reinigung der gesättigten Zone eingesetzt werden. |
| Geringe Sanierungsdauer (zwischen 6 Monaten und zwei Jahren). | Ähnliche Technologien (z.B. Bioventing) erreichten nicht immer den gewünschten Reinigungsgrad. Beim Bio-Puster-Verfahren existieren noch keine Referenzsanierungen. |
| Geringe Verfahrenskosten: ATS 340 / Tonne kontaminierten Boden bzw. Abfall (Die genannten Kosten beziehen sich auf die Sanierung der Altlast in Feldbach; bei höherer org. Belastung sind entsprechend höhere Kosten zu erwarten). | |

8 Zusammenfassung

Zur Sanierung der Altlast ST11 „Alois-Gerstl-Weg“ in Feldbach (Stmk.), einer Altdeponie der Prioritätenklasse zwei im Altlastenatlas, wurde eine in-situ-Totalrotte in Form des Bio-Puster-Verfahrens eingesetzt.

Die Technologie beruht auf der Überlegung, daß durch explosionsartige Zufuhr von mit Sauerstoff angereicherter Luft (21 - 38 Vol-% Sauerstoff in der Zuluft) Altlasten vom anaeroben in den aeroben Zustand übergeführt werden können. Durch zusätzlichen Eintrag von Wasser, Nährstoffen und Mikroorganismenlösungen besteht die Möglichkeit, die mikrobiologischen Abbauprozesse weiter zu optimieren. Aus dem so entstehenden raschen und emissionsarmen Rotteprozeß resultieren Biomasse, Wasser und Kohlendioxid als Endprodukte der Sanierung. Durch gleichzeitiges Absaugen gasförmiger Stoffwechselprozesse mittels Absauglanzen werden die Emissionen in die Umwelt auf ein Minimum reduziert.

Nach einem zweiwöchigen Versuchsbetrieb, der eine Reichweitenbestimmung des Bio-Pusters und die Dokumentation der Entwicklung der Deponiegaskomponenten in einem 10*10 m großen Teilbereich der Altlast als Ziel hatte, wurde die eigentliche Sanierung des ersten Abschnitts mit 04. Mai 1998 in Angriff genommen. Insgesamt wurden 81 Bio-Puster und 98 Absauglanzen im Areal des ersten Sanierungsabschnittes installiert.

Laut Bescheid der Steiermärkischen Landesregierung war das ursprüngliche Sanierungsziel bei Erreichen eines Wertes von maximal 1 Volumsprozent der Summe aus Kohlendioxid und Methan im Deponiegas (unterhalb der belebten Bodenzone entnommen), als erreicht anzusehen. Basierend auf Meßergebnissen in Umfeld der Altdeponie und einer Literaturrecherche der Montanuniversität Leoben wurde der Sanierungszielwert von der Steiermärkischen Landesregierung mittels Bescheid jedoch folgendermaßen verändert: Das Sanierungsziel war dann als erreicht anzusehen, wenn es auch nach Abschluß der Bodenbelüftung zu keiner Methanbildung kommt.

Der Sanierungsbetrieb konnte aufgrund der Verfahrensführung in einzelne Betriebsphasen unterteilt werden:

- Der **Standardbetrieb**, während dem lediglich Bio-Puster- und Absauganlage im Einsatz waren, um sowohl den Deponiekörper mit Sauerstoff zu versorgen als auch die dabei entstehenden Reaktionsprodukte aus der Deponie abzutransportieren.
 - Der **Standardbetrieb mit Wasserinjektion mittels Bio-Puster**. In dieser Betriebsphase versuchte man die Wasserdosiereinrichtung des Bio-Pusters zur Optimierung des Feuchtegehalts des Deponiekörpers einzusetzen. Diese Phase wurde nur wenige Tage aufrecht erhalten, da geringe Permeabilitäten einen Einstau des Wassers an der Bio-Puster-Auslaßöffnung verursachten, was zur Beschädigung der Bio-Puster führte.
 - Der **Standardbetrieb mit Wasserinjektion mittels Injektionslanzen**. Zur besseren Verteilung des eingebrachten Wassers wurden insgesamt 69 Injektionslanzen über das gesamte Areal des ersten Sanierungsabschnittes verteilt, die eine Optimierung des Wassergehalts sicherstellten.
-

- Der **Standardbetrieb mit Warmwasserinjektion mittels Injektionslanzen**. Mit Hilfe von vorgewärmten Wasser versuchte man, den Kühleffekt des eingebrachten Wassers auf die aeroben Rotteprozesse zu minimieren.
- Der **Standardbetrieb mit Injektion einer Mikroorganismenlösung mittels Injektionslanzen**. Während dieser Betriebsphase wurde versuchsweise eine Mikroorganismenlösung zur Steigerung der Abbauraten eingesetzt, die aus einer speziellen Bakterienmischung zusammengesetzt war.

Das Monitoring des Sanierungsfortschrittes erfolgte durch wöchentliche Messung der Bodenluftzusammensetzung (Methan, Kohlendioxid und Sauerstoff) sowie der Bestimmung der Bodenlufttemperatur an den Absauglanzen.

Schon nach drei Sanierungswochen war das gesamte Methan aus dem ersten Sanierungsabschnitt entfernt und konnte auch in weiterer Folge nicht mehr detektiert werden (siehe Abbildung 8.1).

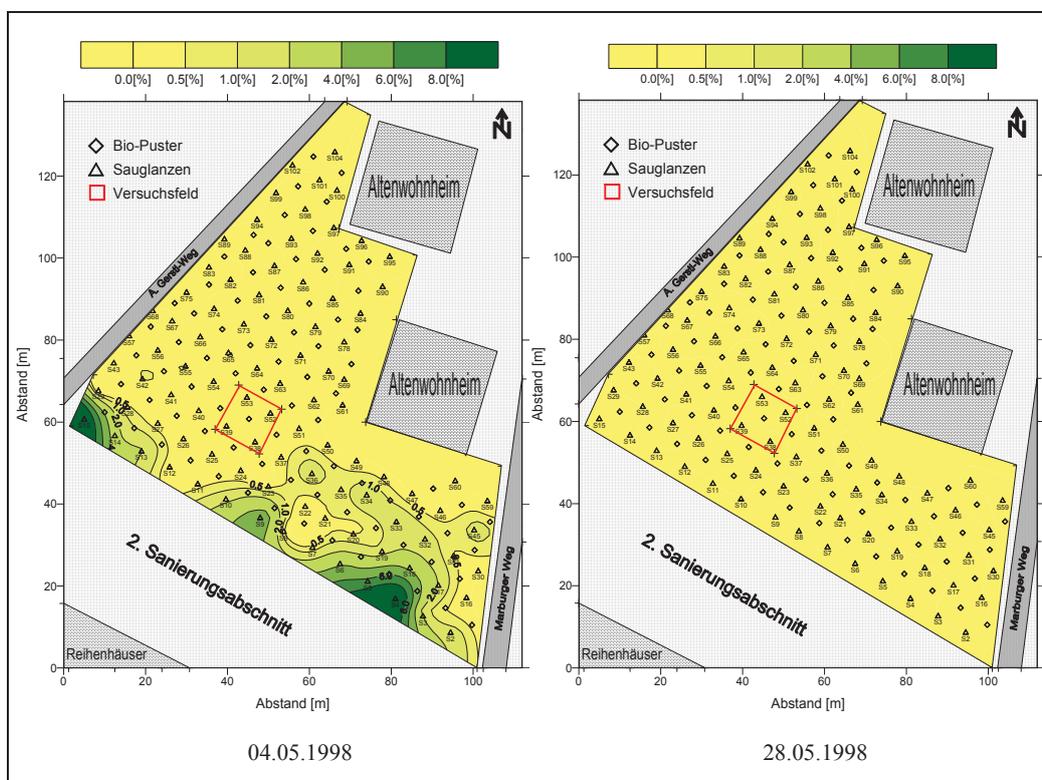


Abbildung 8.1: Vergleich der Methangehalte in der Bodenluft der Altlast ST11 zu Sanierungsbeginn (04.05.1998) und nach dreiwöchigen Sanierungsbetrieb (28.05.1998)

Kohlendioxid sowie die Bodenlufttemperatur stellten sich im Rahmen der Sanierung als aussagekräftigste Monitoringparameter heraus. Kohlendioxid ist eines der Hauptreaktionsprodukte des aeroben Rotteprozesses. Der Abbau von Kohlenwasserstoffen

zu Kohlendioxid und Wasser stellt eine exotherme Reaktion dar, die eine Erwärmung des Deponiekörpers verursacht.

Abbildung 8.2 zeigt die flächigen Kohlendioxidkonzentrationsverläufe zu Sanierungsbeginn (04.05.1998), zum Zeitpunkt der maximalen Kohlendioxidproduktion (19.08.1998) sowie am Ende der Sanierung (11.01.1999) des ersten Sanierungsabschnittes. Analog dazu stellt Abbildung 8.3 (Teilabbildungen 1-3) die flächigen Bodenlufttemperaturverläufe dar.

Sowohl der zeitliche Kohlendioxidverlauf als auch der zeitliche Temperaturverlauf der Bodenluft hatten glockenkurvenartige Form mit Maximalwerten am 19.08.1998. Zu Sanierungsbeginn befand sich der Deponiekörper im Stadium der stabilen sauren Methangärung. Durch den Aufbau eines aeroben Milieus wurden aerobe Mineralisationsprozesse in Gang gesetzt, die sowohl eine hohe Kohlendioxidproduktion als auch eine Temperatursteigerung mit sich führten. Die Kohlendioxidgehalte sowie die Temperaturwerte der Bodenluft sanken gegen Sanierungsende wieder auf ihre Ausgangswerte ab.

Im Rahmen der Sanierung spiegelten sich die Schlußfolgerungen aus dem Versuchsbetrieb wider: Im allgemeinen waren die organischen Belastungen im Deponiekörper gering einzuschätzen. Punktuelle Bereiche der Deponie wiesen neben geringer Permeabilität auch sehr hohe TOC-Gehalte bei den Bodenprobenanalysen auf, die sich im Rahmen der Sanierung als kritisch in Bezug auf die Abbaugeschwindigkeit auswirkten.

Somit konnten vier Wochen nach Einstellung des Sanierungsbetriebes etwa zwei Drittel der Gesamtfläche des ersten Sanierungsabschnittes der Kontrolle des Sanierungszieles unterzogen werden. An acht gleichmäßig über den Abschnitt verteilten Probenahmepunkten wurde am 08.02.1999 und 11.02.1999 die Bodenluft in 1,5 m Tiefe analysiert (siehe Abbildung 8.3, Teilabbildung 4). Dabei wurde das von der Behörde festgelegte Sanierungsziel eingehalten, da an keinem der acht Meßpunkte an einem der beiden Meßtage Methan in der Bodenluft detektiert werden konnte. Auch die Kohlendioxidgehalte entsprachen mit einer Ausnahme den ermittelten Hintergrundkonzentration der Bodenluft in der Umgebung. Somit konnte mit 11.02.1999 für die in Abbildung 8.3 (Teilabbildung 4) gekennzeichneten Bereiche die Sanierung abgeschlossen werden. Der westliche Teil des Sanierungsabschnittes wird im Rahmen der Sanierung des zweiten Abschnittes weiterbehandelt.

Trotz der schwierigen Ausgangslage (inhomogener Deponiekörper, geringe Durchlässigkeit) konnten somit mit Hilfe des Bio-Puster-Verfahrens innerhalb von 8 Monaten große Teile des ersten Sanierungsabschnittes der Altdeponie Feldbach erfolgreich saniert werden.

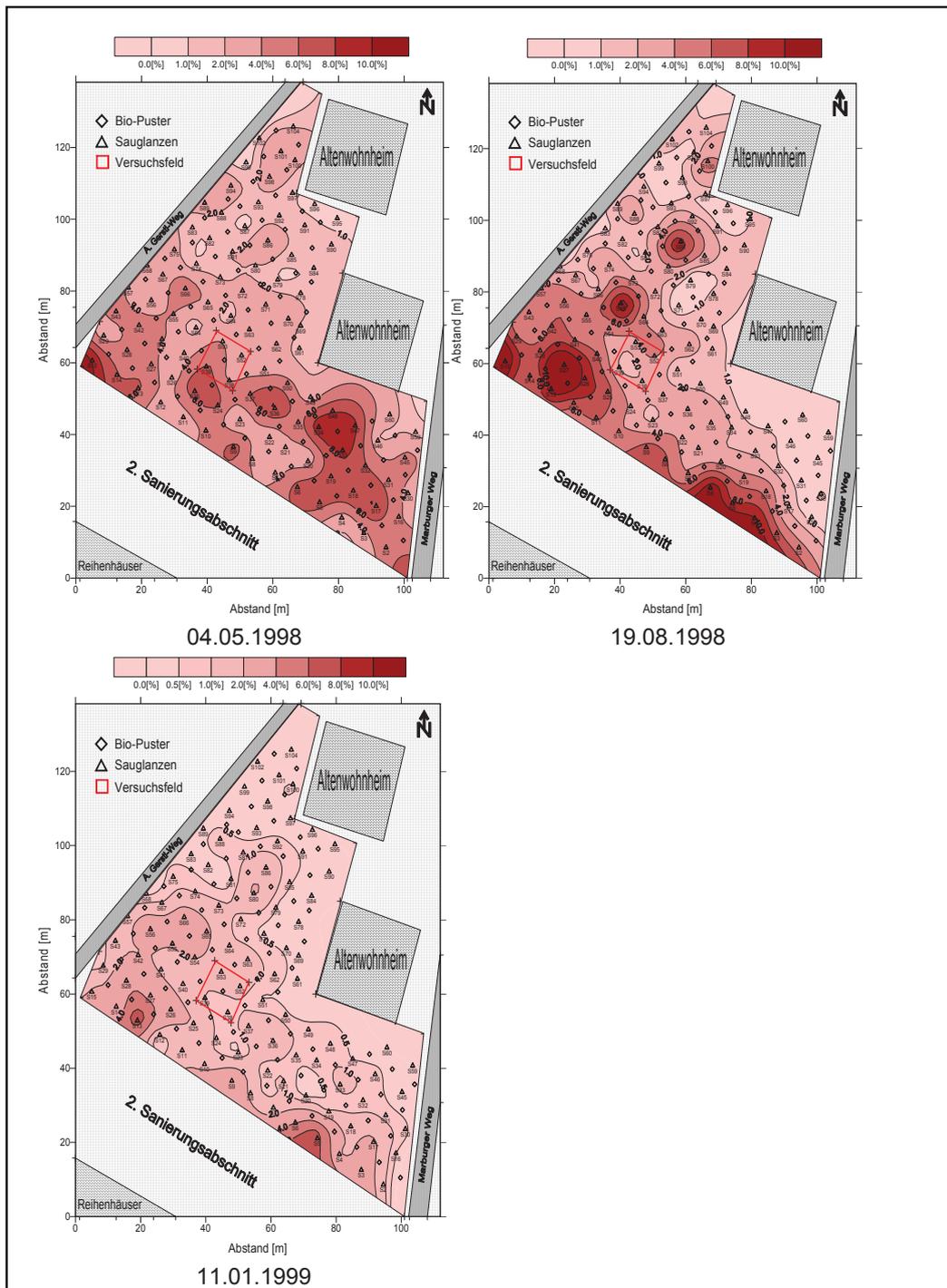


Abbildung 8.2: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft zu Sanierungsbeginn, bei maximaler CO₂-Produktion sowie bei Sanierungsende

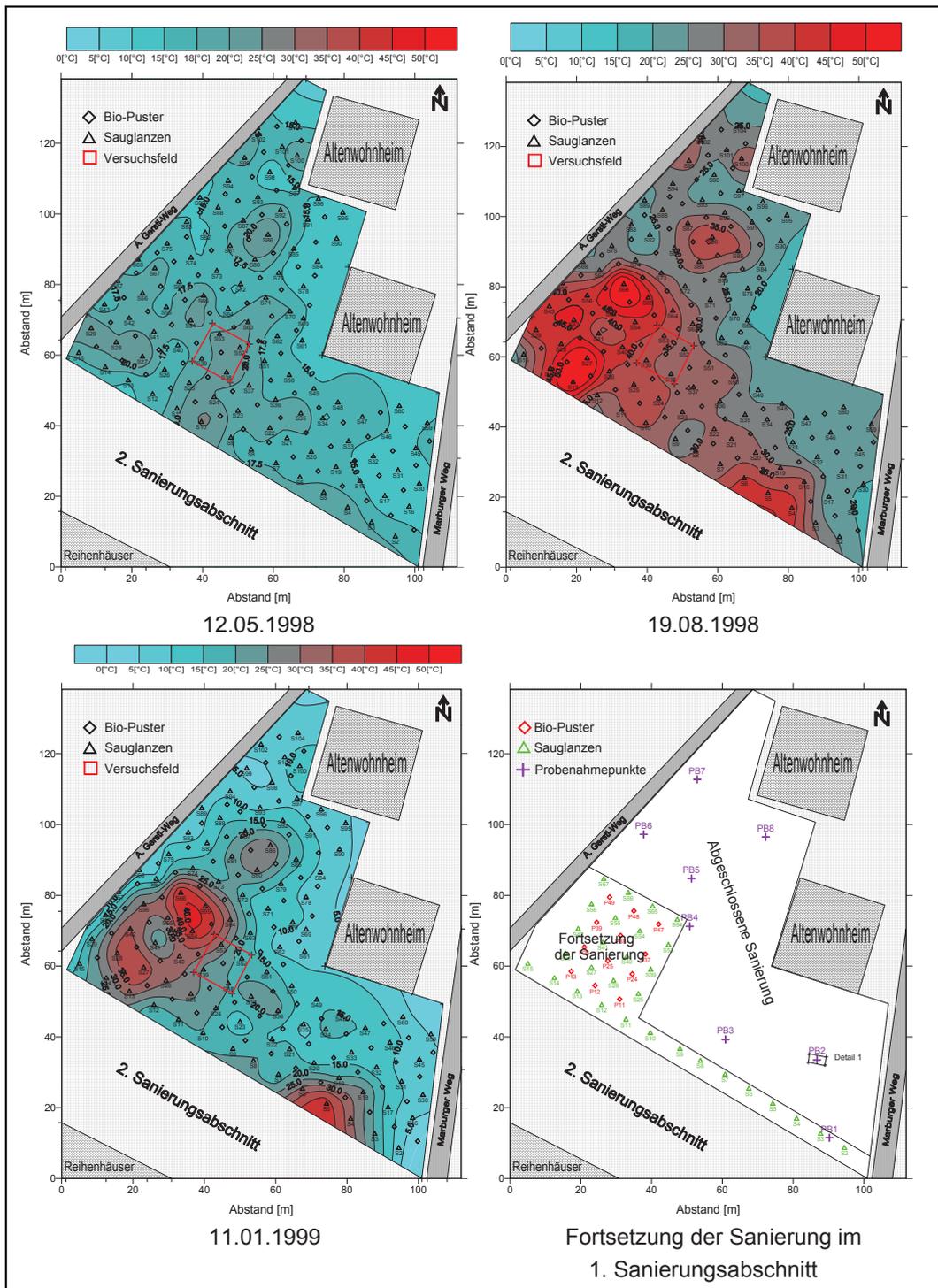


Abbildung 8.3: Flächige Temperaturverläufe der Bodenluft bei der Sanierung der Altdeponie Feldbach sowie Bereich der Weiterführung der Sanierung im 1. Sanierungsabschnitt

9 Verzeichnisse

9.1 Abkürzungs- und Einheitenverzeichnis

Die Einheiten sind in eckigen Klammern angeführt.

| | |
|-------------------|---|
| Abb. | Abbildung |
| AG | Aktiengesellschaft |
| ARGE | Arbeitsgemeinschaft |
| ASB | Absaugbrunnen |
| BSB ₅ | Biologischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen |
| bzgl. | bezüglich |
| ca. | circa |
| CH ₄ | Methan |
| CKW | Chlorierte Kohlenwasserstoffe |
| [cm] | Zentimeter |
| CO ₂ | Kohlendioxid |
| CSB | Chemischer Sauerstoffbedarf |
| d | Durchmesser |
| D | Deutschland |
| [dB] | Dezibel |
| d.h. | das heißt |
| DIN | Deutsche Industrienorm |
| Fa. | Firma |
| FID | Flammenionisationsdetektor |
| GOK | Geländeoberkante |
| GV | Glühverlust |
| [°C] | Grad Celsius |
| He | Helium |
| [hPa] | Hektopascal |
| [Hz] | Hertz |
| ISO | International Organization of Standardization |
| k _f | Durchlässigkeitsbeiwert |
| KG | Katastralgemeinde |
| [kJ] | Kilojoule |
| [kW] | Kilowatt |
| [m] | Meter |
| [m ²] | Quadratmeter |
| [m ³] | Kubikmeter |
| [mg] | Milligramm |
| [mm] | Millimeter |

| | |
|----------------------|---------------------------|
| m | Aquifermächtigkeit |
| ND | Nenndruck |
| [Nm ³ /h] | Normkubikmeter pro Stunde |
| O ₂ | Sauerstoff |
| P | Bio-Puster |
| PEHD | Polyethylen High Density |
| PN | Druckstufe für Rohre |
| [ppm] | parts per million |
| Q | Förderrate |
| S | Sonde |
| s | Absenkung |
| s` | korrigierte Absenkung |
| SA | Absauglanze |
| Stmk. | Steiermark |
| T | Transmissivität |
| t` | Wiederanstiegsdauer |
| TOC | Total Organic Carbon |
| TS | Trockensubstanz |
| [U/min] | Umdrehungen pro Minute |
| [V] | Volt |
| Vol-% | Volumsprozent |
| z.B. | zum Beispiel |
| % | Prozent |
| < | kleiner |
| > | größer |
| ["] | Zoll |

9.2 Abbildungsverzeichnis

| | |
|---|----|
| Abbildung 2.1: Lageplan der Altdeponie Feldbach [Geisler 1997] | 5 |
| Abbildung 2.2: Nord-Süd-Schnitt durch die Altdeponie ST 11 in Feldbach..... | 6 |
| Abbildung 3.1: Schema des Soilfrac-Verfahrens [Geisler 1997] | 10 |
| Abbildung 3.2: Schema der bevorzugten Rißbildung in Abhängigkeit von der Spannungsverteilung im Boden [Geisler 1997] | 10 |
| Abbildung 4.1: Oxidativer biologischer Schadstoffabbau [Kreysa; Wiesner 1996]..... | 16 |
| Abbildung 4.2: Ausbreitung nur im Lanzenbereich bei kontinuierlicher Belüftung Kugelförmige Ausbreitung durch Druckstoßbelüftung mit dem Bio-Puster [Porr Umwelttechnik AG] | 19 |
| Abbildung 4.3: Verfahrensschema einer Bio-Puster Anlage [Porr Umwelttechnik AG]..... | 20 |
| Abbildung 4.4: Der Bio-Puster beim Feldversuch in Feldbach..... | 21 |
| Abbildung 4.5: Schnittzeichnung des neuen Bio-Pusters [Maschinenbau, Bauwesen- und Umwelttechnik, Forschungs- und EntwicklungsgmbH 1998]..... | 23 |
| Abbildung 4.6: Bio-Puster verschiedener Länge..... | 24 |
| Abbildung 4.7: Bio-Puster während der Sanierung | 24 |
| Abbildung 4.8: Sauerstofftank und Rippenrohrverdampfer bei der Sanierung der Altlast ST11..... | 25 |
| Abbildung 4.9: Auf Dreibeingestellen aufgehängte Nebendruckleitung | 25 |
| Abbildung 4.10: Eine Absauglanze..... | 27 |
| Abbildung 4.11: In Compactonit eingebettete Absauglanze..... | 27 |
| Abbildung 4.12: Seitenleitung mit angeschlossenen Absauglanzen | 28 |
| Abbildung 4.13: Anordnung von Bio-Pustern, Sauglanzen und zugehörigen Leitungen [Porr Umwelttechnik AG] | 30 |
| Abbildung 5.1: Das Versuchsfeld auf der Altlast ST11..... | 34 |
| Abbildung 5.2: Versuchsfeld , Altlast ST-11 in Feldbach | 35 |
| Abbildung 5.3: Schematische Pumpversuchsdarstellung mit Absenkung und Wiederanstieg im Brunnen [Langguth; Voigt 1980] | 36 |
| Abbildung 5.4: Auswertung des Pumpversuches Feldbach (Feldversuch) mit der Wiederanstiegsmethode nach Theis | 39 |
| Abbildung 5.5: Anordnung der Absaugbrunnen auf dem Versuchsfeld der Altlast ST11 | 40 |
| Abbildung 5.6: Station zur Tracererfassung beim Feldversuch in Feldbach [Porr Umwelttechnik AG 1998 a] | 42 |
| Abbildung 5.7:Heliumkonzentration [ppm] 15 Minuten nach Einbringung des Tracers ohne Absaugung in 2 m Bodentiefe..... | 44 |
| Abbildung 5.8:Heliumkonzentration [ppm] 15 Minuten nach Einbringung des Tracers ohne Absaugung in 4,5 m Bodentiefe..... | 45 |
| Abbildung 5.9:Heliumkonzentration [ppm] 150 Minuten nach Einbringung des Tracers mit Absaugung in 2,0 m Bodentiefe..... | 47 |
| Abbildung 5.10:Heliumkonzentration [ppm] 150 Minuten nach Einbringung des Tracers mit Absaugung in 4,5 m Bodentiefe..... | 47 |

| | |
|--|----|
| Abbildung 5.11: Helium-Konzentrationen zum Zeitpunkt der Nullmessung, 15 Minuten und 150 Minuten nach der Tracergasinjektion..... | 48 |
| Abbildung 5.12: Bestimmung der Deponiegaskomponenten an den Meßsonden mittels Multigasanalysator..... | 49 |
| Abbildung 5.13: Schema der Methanbildung von Abfällen durch drei verschiedene Bakteriengruppen [Bilitewski; Härdtle; Marek 1994]..... | 50 |
| Abbildung 5.14: Zeitlicher Verlauf der Gaszusammensetzung einer Hausmülldeponie [Bilitewski; Härdtle; Marek 1994]..... | 51 |
| Abbildung 5.15: Flächiger Sauerstoffkonzentrationsverlauf in 2,0 m Bodentiefe am 11.3.1998 (09.50 Uhr: Nullmessung β) im Versuchsfeld..... | 52 |
| Abbildung 5.16: Flächiger Sauerstoffkonzentrationsverlauf in 4,5 m Bodentiefe am 11.3.1998 (09.50 Uhr: Nullmessung β) im Versuchsfeld..... | 53 |
| Abbildung 5.17: Flächiger Sauerstoffkonzentrationsverlauf in 2,0 m Bodentiefe am 11.3.1998 (16.20Uhr) im Versuchsfeld, bei Bio-Puster-Betrieb..... | 54 |
| Abbildung 5.18: Flächiger Sauerstoffkonzentrationsverlauf in 4,5 m Bodentiefe am 11.3.1998 (16.20Uhr) im Versuchsfeld, bei Bio-Puster-Betrieb..... | 54 |
| Abbildung 5.19: Flächiger Sauerstoffkonzentrationsverlauf in 2,0 m Bodentiefe am 17.3.1998 (16.00Uhr) im Versuchsfeld, (1 Woche Versuchsbetrieb)..... | 55 |
| Abbildung 5.20: Flächiger Sauerstoffkonzentrationsverlauf in 4,5 m Bodentiefe am 17.3.1998 (16.00Uhr) im Versuchsfeld, (1 Woche Versuchsbetrieb)..... | 56 |
| Abbildung 5.21: Flächiger Sauerstoffkonzentrationsverlauf in 2,0 m Bodentiefe am 24.3.1998 (16.30Uhr) im Versuchsfeld, (2 Wochen Versuchsbetrieb)..... | 57 |
| Abbildung 5.22: Flächiger Sauerstoffkonzentrationsverlauf in 4,5 m Bodentiefe am 24.3.1998 (16.30Uhr) im Versuchsfeld, (2 Wochen Versuchsbetrieb)..... | 57 |
| Abbildung 5.23: Zeitlicher Verlauf der Sauerstoffkonzentration an der Kontrollsonde S7/H beim Feldversuch..... | 58 |
| Abbildung 5.24: Zeitlicher Verlauf der Sauerstoffkonzentration an der Kontrollsonde S2/T beim Feldversuch..... | 59 |
| Abbildung 5.25: Flächiger Methankonzentrationsverlauf in 2,0 m Bodentiefe am 19.02.1998 (08.00 Uhr: Nullmessung α) im Versuchsfeld..... | 59 |
| Abbildung 5.26: Flächiger Methankonzentrationsverlauf in 4,5 m Bodentiefe am 19.02.1998 (08.00 Uhr: Nullmessung α) im Versuchsfeld..... | 60 |
| Abbildung 5.27: Flächiger Methankonzentrationsverlauf in 2,0 m Bodentiefe am 11.03.1998 (09.50 Uhr: Nullmessung β) im Versuchsfeld..... | 61 |
| Abbildung 5.28: Flächiger Methankonzentrationsverlauf in 4,5 m Bodentiefe am 11.03.1998 (09.50Uhr: Nullmessung β) im Versuchsfeld..... | 62 |
| Abbildung 5.29: Flächiger Methankonzentrationsverlauf in 2,0 m Bodentiefe am 17.03.1998 (16.00 Uhr) im Versuchsfeld, (1 Woche Versuchsbetrieb)..... | 62 |
| Abbildung 5.30: Zeitlicher Verlauf der Methankonzentration an der Kontrollsonde S4/H beim Feldversuch..... | 63 |
| Abbildung 5.31: Zeitlicher Verlauf der Methankonzentration an der Kontrollsonde S2/T beim Feldversuch..... | 63 |

| | |
|---|----|
| Abbildung 5.32: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf in 2,0 m Bodentiefe am 19.02.1998 (08.00 Uhr: Nullmessung α) im Versuchsfeld | 64 |
| Abbildung 5.33: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf in 4,5 m Bodentiefe am 19.02.1998 (08.00 Uhr: Nullmessung α) im Versuchsfeld | 65 |
| Abbildung 5.34: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf in 2,0 m Bodentiefe am 17.03.1998 (16.00 Uhr) im Versuchsfeld, (1 Woche Versuchsbetrieb) | 66 |
| Abbildung 5.35: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf in 4,5 m Bodentiefe am 17.03.1998 (16.00 Uhr) im Versuchsfeld, (1 Woche Versuchsbetrieb) | 66 |
| Abbildung 5.36: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf in 4,5 m Bodentiefe am 24.03.1998 (16.30 Uhr) im Versuchsfeld, (2 Wochen Versuchsbetrieb) | 67 |
| Abbildung 5.37: Zeitlicher Verlauf der Kohlendioxidkonzentration an der Kontrollsonde S7/H beim Feldversuch | 68 |
| Abbildung 5.38: Zeitlicher Verlauf der Kohlendioxidkonzentration an der Kontrollsonde S4/T beim Feldversuch | 68 |
| Abbildung 6.1: Jahresgang der Kohlendioxidkonzentration eines Podsolbodens in Norddeutschland [Weißenbach; Kaltenbrunner 1998] | 71 |
| Abbildung 6.2: Jahresgang der Kohlendioxidproduktion eines schluffigen Tons (—) und eines sandigen Lehms (---) in den USA [Weißenbach; Kaltenbrunner 1998] | 72 |
| Abbildung 6.3: Bohrlochherstellung mittels Rammsondierung | 73 |
| Abbildung 6.4: Sauglanze zur Bodenluftanalyse | 73 |
| Abbildung 6.5: Der erste Sanierungsabschnitt auf der Altlast ST11 nach Vermessung der Bio-Puster und Absauglanzen | 75 |
| Abbildung 6.6: Lose ins Bohrloch gestellter Bio-Puster | 77 |
| Abbildung 6.7: Druckluft- und Saugleitungsnetz auf der Altlast Feldbach | 78 |
| Abbildung 6.8: Bau der Bio-Puster-Containeranlage auf dem Gelände der Fa. Zach | 79 |
| Abbildung 6.9: Die Bio-Puster-Containeranlage auf dem Gelände der Fa. Zach, Feldbach | 82 |
| Abbildung 6.10: Schematische Darstellung der Bio-Puster-Containeranlage mit Regelbetriebskennwerten vom 18.09.1998 | 83 |
| Abbildung 6.11: Mitarbeiter der ARGE Bio-Puster beim wöchentlichen Meßdurchgang auf der Altdeponie Feldbach | 87 |
| Abbildung 6.12: Flächiger Methankonzentrationsverlauf der Bodenluft am 04.05.1998 (zu Sanierungsbeginn) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach | 91 |
| Abbildung 6.13: Flächiger Sauerstoffkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 04.05.1998 (zu Sanierungsbeginn) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach | 92 |
| Abbildung 6.14: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 04.05.1998 (zu Sanierungsbeginn) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach | 93 |

| | |
|---|----------------------|
| Abbildung 6.15: Flächiger Temperaturverlauf der Bodenluft am 12.05.1998 (1 Woche Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der ST 11, Feldbach | (1 Altlast 95 |
| Abbildung 6.16: Flächiger Methankonzentrationsverlauf der Bodenluft 12.05.1998 (1 Woche Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt Altlast ST 11, Feldbach..... | am der 96 |
| Abbildung 6.17: Flächiger Sauerstoffkonzentrationsverlauf der Bodenluft 03.06.1998 (4 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt Altlast ST 11, Feldbach..... | am der 98 |
| Abbildung 6.18: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 03.06.1998 (4 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach | am der 99 |
| Abbildung 6.19: Flächiger Temperaturverlauf der Bodenluft am 03.06.1998 (4 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der ST 11, Feldbach | (4 Altlast 100 |
| Abbildung 6.20: Flächiger Sauerstoffkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 01.07.1998 (8 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt Altlast ST 11, Feldbach..... | der 102 |
| Abbildung 6.21: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 01.07.1998 (8 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach | 103 |
| Abbildung 6.22: Flächiger Temperaturverlauf der Bodenluft am 01.07.1998 (8 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der ST 11, Feldbach | (8 Altlast 104 |
| Abbildung 6.23: Deckel des Bio-Puster-Lanzenrohres mit Wasser- und Druckluftanschluß sowie mit Nachsaugrohr | 106 |
| Abbildung 6.24: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 29.07.1998 (12 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach | 110 |
| Abbildung 6.25: Flächiger Temperaturverlauf der Bodenluft am 29.07.1998 (12 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach | 111 |
| Abbildung 6.26: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 02.09.1998 (17 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach | 114 |
| Abbildung 6.27: Flächiger Temperaturverlauf der Bodenluft am 02.09.1998 (17 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach | ST 115 |
| Abbildung 6.28: Wasserlanzen (unverschraubt) bei der Sanierung der Altlast Feldbach | 116 |
| Abbildung 6.29: Injektionslanze zur Feuchtigkeitsoptimierung des Deponiekörpers der Altlast Alois-Gerstl-Weg..... | 117 |

| | |
|---|-----|
| Abbildung 6.30: Lageplan des ersten Sanierungsabschnittes mit genauer Verteilung der Bio-Puster, Absauglanzen sowie der Injektionslanzen..... | 118 |
| Abbildung 6.31: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 30.09.1998 (21 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach..... | 122 |
| Abbildung 6.32: Flächiger Temperaturverlauf der Bodenluft am 30.09.1998 (21 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach | 123 |
| Abbildung 6.33: Belüftungs-Lysimeterversuch am Abfall der Altlast ST 11 ohne Einsatz von Mikroorganismensubstraten [Porr Umwelttechnik AG 1998 c]..... | 125 |
| Abbildung 6.34: Belüftungs-Lysimeterversuch am Abfall der Altlast ST 11 unter Einsatz von Mikroorganismensubstraten [Porr Umwelttechnik AG 1998 c]..... | 125 |
| Abbildung 6.35: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 14.10.1998 (23 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach..... | 128 |
| Abbildung 6.36: Flächiger Temperaturverlauf der Bodenluft am 14.10.1998 (23 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach..... | 129 |
| Abbildung 6.37: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 11.11.1998 (27 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach | 133 |
| Abbildung 6.38: Flächiger Temperaturverlauf der Bodenluft am 11.11.1998 (27 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach..... | 134 |
| Abbildung 6.39: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 09.12.1998 (31 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach | 136 |
| Abbildung 6.40: Flächiger Temperaturverlauf der Bodenluft am 09.12.1998 (31 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach..... | 137 |
| Abbildung 6.41: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 11.01.1999 (36 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach | 140 |
| Abbildung 6.42: Flächiger Temperaturverlauf der Bodenluft am 11.01.1999 (36 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach..... | 141 |
| Abbildung 6.43: Bereich der abgeschlossenen Sanierung im ersten Abschnitt sowie Verteilung der Probenahmepunkte auf der Altlast ST11 in Feldbach..... | 144 |
| Abbildung 6.44: Anordnung der Meßpunkte im Bereich rund um den Probenahmepunkt PB 2 zur Datenverdichtung bei der Abnahmemessung auf der Altlast ST11 in Feldbach..... | 146 |

| | |
|---|-----|
| Abbildung 7.1: Vergleich des zeitlichen Verlaufs der Zuluft- und Absaugmengen sowie des Sauerstoffgehaltes der Zuluft bei der Sanierung der Altdeponie Feldbach .. | 149 |
| Abbildung 7.2: Zeitlicher Verlauf des Sauerstoffgehalts in der Zuluft und an den Absauganlagen (Durchschnittswert) sowie der Sauerstoffzehrung in der Bodenluft | 155 |
| Abbildung 7.3: Zeitlicher Verlauf des Sauerstoffgehalts in der Zu- und Abluft sowie der Sauerstoffzehrung an der Absauganlage S86 | 156 |
| Abbildung 7.4: Zeitliche Verlauf der Kohlendioxid- und Methangehalte in der Bodenluft (Durchschnittswert aller 98 Absauganlagen) bei der Sanierung der Altlast ST11, Feldbach | 157 |
| Abbildung 7.5: Zeitlicher Verlauf der durchschnittlichen Bodenlufttemperatur im Rahmen der Sanierung der Altlast in Feldbach | 159 |
| Abbildung 8.1: Vergleich der Methangehalte in der Bodenluft der Altlast ST11 zu Sanierungsbeginn (04.05.1998) und nach dreiwöchigen Sanierungsbetrieb (28.05.1998) | 164 |
| Abbildung 8.2: Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft zu Sanierungsbeginn, bei maximaler CO ₂ -Produktion sowie bei Sanierungsende | 166 |
| Abbildung 8.3: Flächige Temperaturverläufe der Bodenluft bei der Sanierung der Altdeponie Feldbach sowie Bereich der Weiterführung der Sanierung im 1. Sanierungsabschnitt | 167 |

9.3 Tabellenverzeichnis

| | |
|---|-----|
| Tabelle 3.1: Glühverlust (GV) und TOC-Gehalt von 42 repräsentativen Kernbohrproben (Juli 1997) [Lugitsch 1997]..... | 12 |
| Tabelle 4.1: Referenzliste des Bio-Puster-Verfahrens (Stand Dezember 1997)..... | 31 |
| Tabelle 5.1: Tiefen der Beobachtungssonden im Versuchsfeld auf der Altlast ST11 | 34 |
| Tabelle 5.2: Pumpversuch Feldbach, Meß- und Auswertedaten für den Wiederanstieg | 37 |
| Tabelle 5.3: Heliumkonzentration in ppm 45 Minuten nach Einbringung des Tracers ohne Absaugung an den inneren Kontrollsonden..... | 45 |
| Tabelle 5.4: Differenz-Unterdrücke an den vier Absauglanzen im Versuchsfeld [Porr Umwelttechnik AG 1998 a] | 46 |
| Tabelle 6.1: Meßergebnisse der Bodenluftmessung vom 17.12.1998 im Umfeld der Altlast ST 11 [Erhart-Schippeck 1998]..... | 74 |
| Tabelle 6.2: Bohrtiefen für die Installation der Bio-Puster (P) und Sauglanzen (S) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast Feldbach | 76 |
| Tabelle 6.3: Die einzelnen Sanierungsphasen des ersten Sanierungsabschnittes..... | 87 |
| Tabelle 6.4: Betriebszustände bei der Sanierung der Altdeponie Feldbach, Standardbetrieb (1.Phase), (04.05.1998 - 05.07.1998) | 89 |
| Tabelle 6.5: Ergebnisse der Trockenmasseanalyse an zehn Punkten in der Altdeponie Feldbach vom 23. und 24.06.1998 (2,5 - 3,0 m Tiefe) [Porr Umwelttechnik AG 1998 b] | 105 |
| Tabelle 6.6: Betriebszustände bei der Sanierung der Altdeponie Feldbach, Standardbetrieb mit Wasserinjektion mittels Bio-Puster (06.07.1998-26.07.1998) | 108 |
| Tabelle 6.7: Betriebszustände bei der Sanierung der Altdeponie Feldbach, Standardbetrieb (2. Phase), (27.07.1998-13.09.1998) | 112 |
| Tabelle 6.8: Betriebszustände bei der Sanierung der Altdeponie Feldbach, Standardbetrieb mit Wasserinjektion mittels Injektionslanzen, (14.09.1998-20.09.1998) | 119 |
| Tabelle 6.9: Betriebszustände bei der Sanierung der Altdeponie Feldbach, Standardbetrieb mit Warmwasserinjektion mittels Injektionslanzen (20.09.1998-27.09.1998) | 120 |
| Tabelle 6.10: Betriebszustände bei der Sanierung der Altdeponie Feldbach, Standardbetrieb mit Injektion einer Mikroorganismenlösung mit Hilfe der Bio-Puster (28.09.1998-07.10.1998)..... | 126 |
| Tabelle 6.11: Betriebszustände bei der Sanierung der Altdeponie Feldbach, Standardbetrieb mit Wasserinjektion mittels Injektionslanzen (2. Phase) (08.10.1998-14.10.1998) | 126 |
| Tabelle 6.12: Betriebszustände bei der Sanierung der Altdeponie Feldbach, Standardbetrieb mit Luftinjektion mittels Injektionslanzen (15.10.1998-01.11.1998) | 130 |
| Tabelle 6.13: Betriebszustände bei der Sanierung der Altdeponie Feldbach, Standardbetrieb mit Wasserinjektion mittels Injektionslanzen (3. Phase) (02.11.1998-08.11.1998) | 131 |

| | |
|---|-----|
| Tabelle 6.14: Betriebszustände bei der Sanierung der Altdeponie Feldbach, Standardbetrieb (3. Phase) (09.11.1998-10.01.1999) | 139 |
| Tabelle 6.15: Meßwerte der Abnahmemessung im Sanierungsabschnitt 1 auf Altlast ST11 in Feldbach | 145 |
| Tabelle 6.16: Ergebnisse des verdichteten Meßprogrammes im Bereich des Probennahmepunktes PB2 | 147 |
| Tabelle 7.1: Vor- und Nachteile des Bio-Puster-Verfahrens | 161 |

9.4 Literaturverzeichnis

Alef, Kassem: „Biologische Bodensanierung“. Weinheim: 1994

Amt der Steiermärkischen Landesregierung: „Bescheid: GZ:03-30.30 1 -95/26“. Graz: 1995

Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Rechtsabteilung 3: „GZ: 03-30.30 1 -99/50“, Bescheid. Graz: 1999

Anderson, William C.: „Bioremediation“, aus der Reihe „Innovative Site Remediation Technology“. Berlin - Heidelberg - New York:1995

Bilitewski, B.; Härdtle, G.; Marek, K.: „Abfallwirtschaft“, 2. Auflage. Berlin - Heidelberg: 1994

Brock, Thomas D.; Madigan, Michael; Martinko, John; Parker, Jack: „Biology of Microorganism“, 7. Auflage. New Jersey: 1994

Ecological Laboratories: „Microbe-Lift™ (Live Bacterial Digestant)“. <http://www.microbelift.com>

EPA, United States Environmental Protection Agency: „Bioventing“. <http://www.epa.gov/oust/cat/biovent.htm>

Erhart-Schipppek, Werner: „Bodenluftmessung Deponieumgebung“, Protokoll. Graz: 1998

Fachgruppe Wasserchemie in der GDCh: „Chemie und Biologie der Altlasten“. Weinheim: 1997

Fierz, Thomas; Fisch, Hansruedi; Herklotz, Key: „Durchführung eines Tracerversuches mit Helium und Radon in der ungesättigten Zone im Rahmen einer Bodenluftsanierung eines Altstandortes“, aus der Zeitschrift Altlasten-Spektrum. April 1993

Förstner, Ulrich: „Umweltschutztechnik“. Berlin: 1992

Geisler, Hansjörg: „Konzept zur Unterfangung und Sanierung von Gebäuden auf Deponien am Beispiel Feldbach“, Diplomarbeit am Institut für Geomechanik, Tunnelbau und konstruktiven Tiefbau. Leoben: 1997

- Gratzer**, Reinhard; Holub, Bernhard; Zangl, Georg; Temmel, Reinhard: „Die Ermittlung von Optimierungsparametern für die Simulationsstudie einer Bodenluftsanierung mittels eines He-Tracers“, aus der Zeitschrift Altlasten-Spektrum. März 1998
- Gregori**, Martin: „Deponiesanierung Feldbach“, Meßbericht der MAPAG. Gumpoldskirchen: September 1998
- Ingenieurgesellschaft Steinbrecher & Partner**: „Biologisch-mechanische Restabfallbehandlung auf der Deponie Stendal“, Untersuchungsprogramm. Tangermünde (D): 1997
- Kreysa**, Gerhard; Wiesner, J.: „In-situ-Sanierung von Böden“, Resümee und Beiträge des 11. DECHEMA-Fachgesprächs Umweltschutz. Frankfurt am Main: 1996
- Langguth**, Horst-Robert; Voigt, Rudolf: „Hydrogeologische Methoden“. Berlin - Heidelberg: 1980
- Lugitsch**, Ernst; Erhart-Schippeck, Werner: „Gutachten über die Auswirkung der Errichtung des Seniorenwohnhauses 3 auf die Sanierung der ehemaligen Deponie Feldbach“. Graz, Feldbach: 1993 a
- Lugitsch**, Ernst; Erhart-Schippeck, Werner: „Technischer Bericht betreffend Altdeponie Feldbach, Bestandsaufnahme und Bewertung“. Graz, Feldbach: 1993 b
- Lugitsch**, Ernst; Erhart-Schippeck, Werner: „Sanierung der Altlast ST11 Alois-Gerstl-Weg, Einreichprojekt 1994“, Technischer Bericht. Graz - Feldbach: 1994
- Lugitsch**, Ernst: „Zwischenbericht betreffend Bodenanalysen“. Feldbach: 1998
- Maschinenbau**, Bauwesen- und Umwelttechnik, Forschungs- und EntwicklungsgmbH.: „Der Bio-Puster“, Technischer Bericht. Salzburg: 1998
- Montanuniversität Leoben**, Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik: „Biologische Abfallbehandlung“, Material zur Vorlesung Entsorgungstechnik 3. Leoben: 1997
- Müller**, K.; Rettenberger, G.: „Gasabsauge- und Gasverwertungsanlagen an Mülldeponien“, Forschungsbericht des Deutschen Umweltbundesamtes. Stuttgart: 1996
- Nassour**, A.; Mögenburg, B.: „Untersuchung zum Bio-Puster Verfahren“, Universität Rostock. Rostock: 1997
-

Nyer, Evan K.; Kidd, Donald; Palmer, Peter; Crossmann, Tom; Fam, Sami; Johns, Frank; Böttcher, Gary; Suthersan, Suthan: „in situ Treatment Technology“. Boca Raton: 1996

Porr Umwelttechnik AG: „Das Bio-Puster-Verfahren“, Prospekt. Wien: Jahreszahl unbekannt

Porr Umwelttechnik AG: „Versuchsbetrieb und Reichweitenbestimmung des Bio-Pusters am Areal der Altlast ST11 in Feldbach“, Technischer Bericht. Wien: 1998 a

Porr Umwelttechnik AG: „Analysenbericht P80267“. Wien: 1998 b

Porr Umwelttechnik AG: „Belüftungs-Lysimeterversuch am Abfall des Deponiekörpers ST11 Alois-Gerstl-Weg, Feldbach, zur Festlegung der optimalen Betriebsbedingungen einer in-situ-Totalrotte“, Untersuchungsbericht. Wien: 1998 c

Ranner; Angerer: „Das Bio-Puster-Verfahren“, Technischer Bericht. Wien: 1998

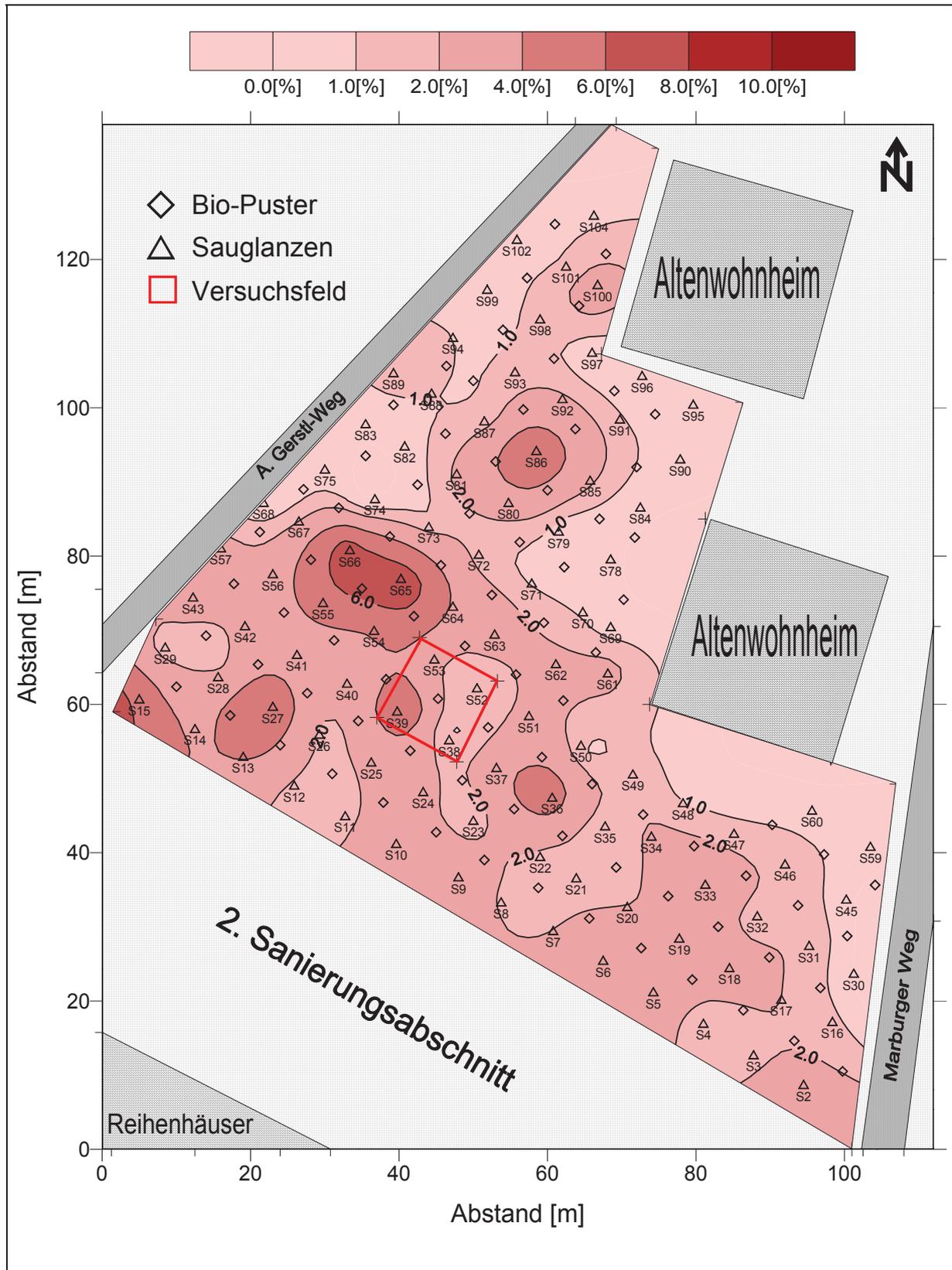
Umweltbundesamt Österreich: „Altlast ST 11, Alois-Gerstl-Weg, Altlastennummer: 7221-103/001“, Auszug aus dem Altlastenatlas. Wien: 1993

Umweltbundesamt Österreich: „Mikrobiologische Bodensanierung - Theorie und Praxis“. Wien: 1994

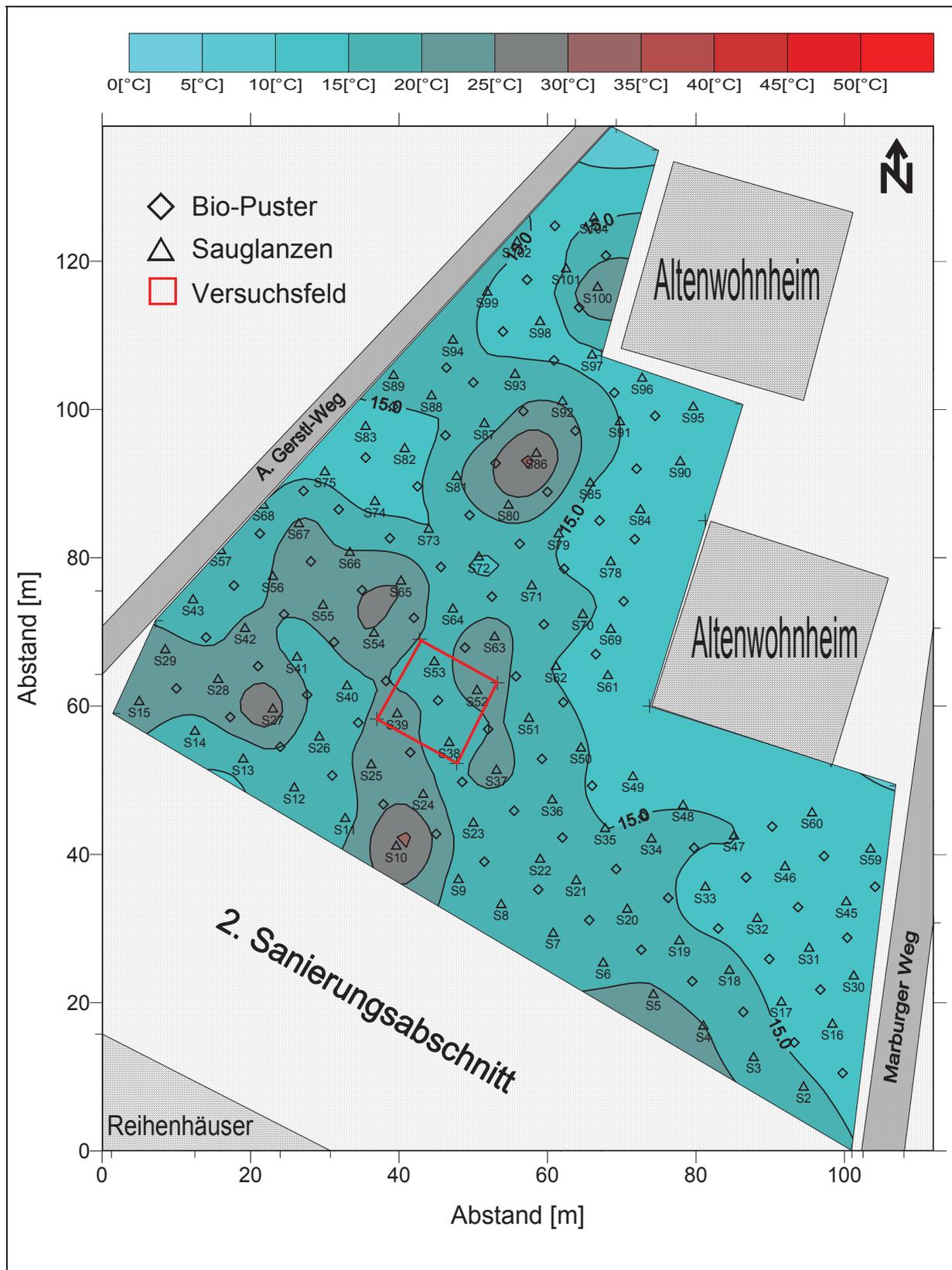
Umweltbundesamt Österreich: „Verdachtsflächen und Altlasten - Statistik, Stand Jänner 1998“, Homepage. <http://www.ubavie.gv.at>

Weißbach, Thomas; Kaltenbrunner, Willibald: „Natürlicher Kohlendioxidgehalt in Böden“, Literaturrecherche. Leoben: 1998

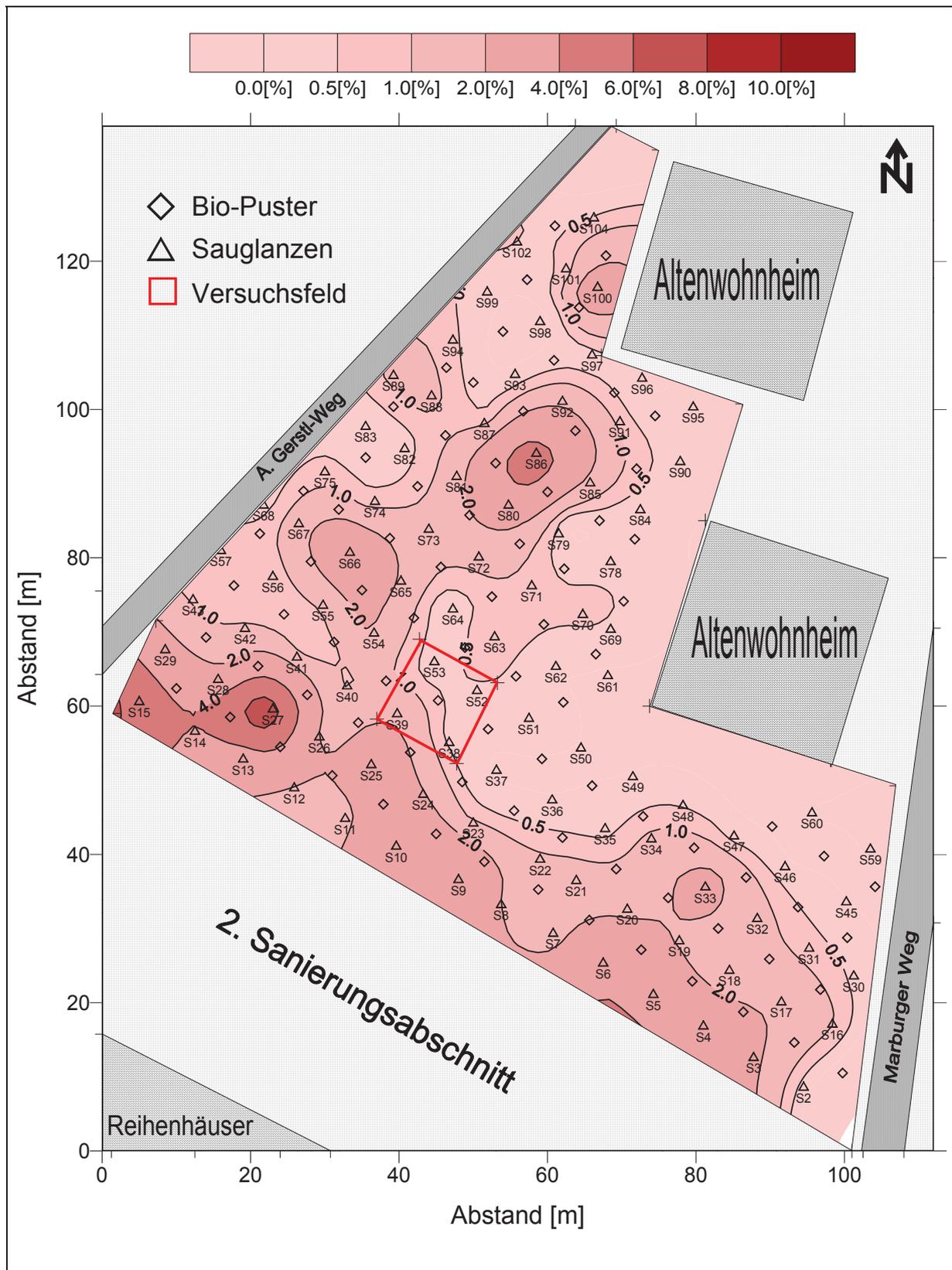
10 Anhang



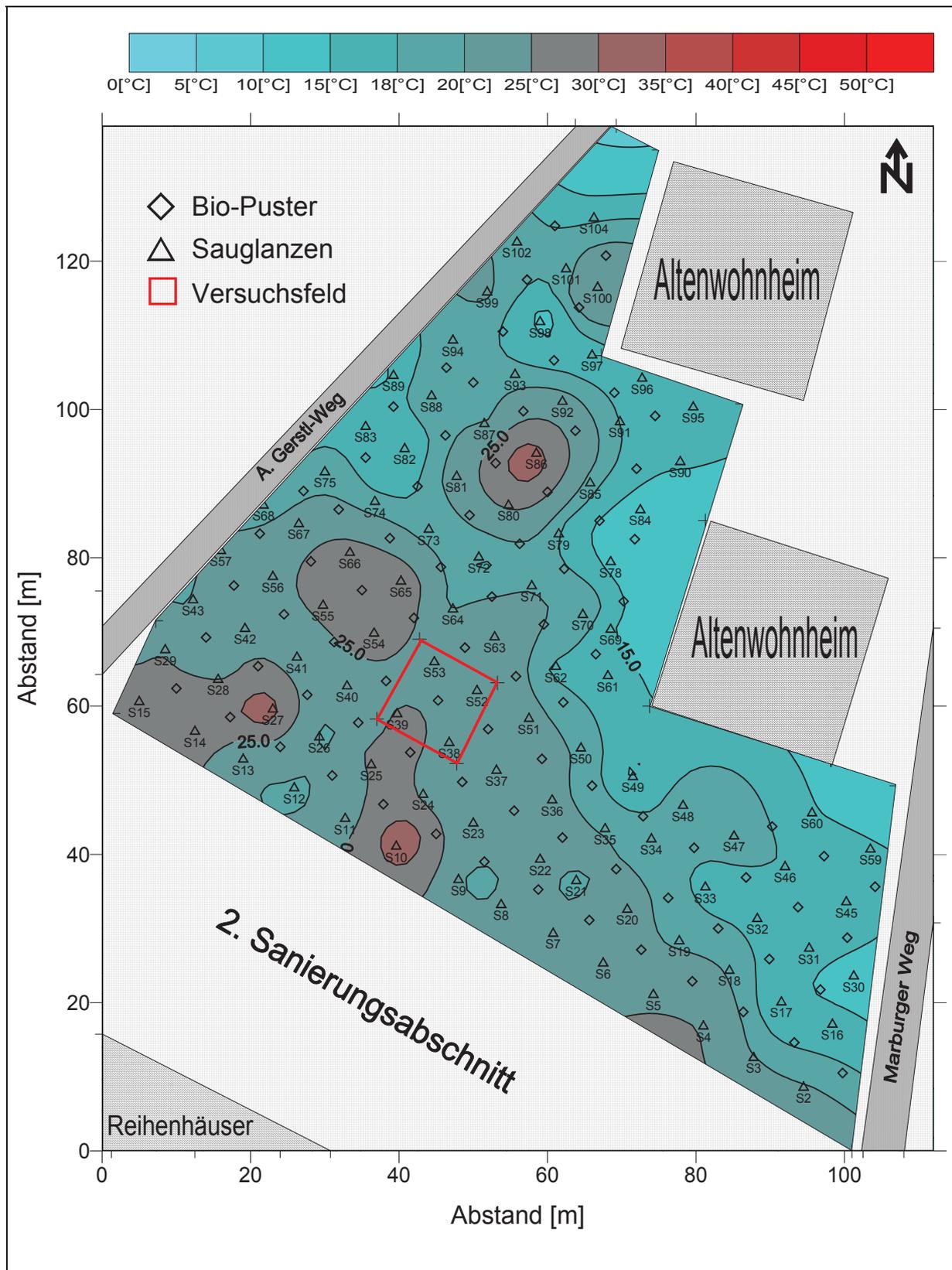
Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 19.05.1998 (2 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



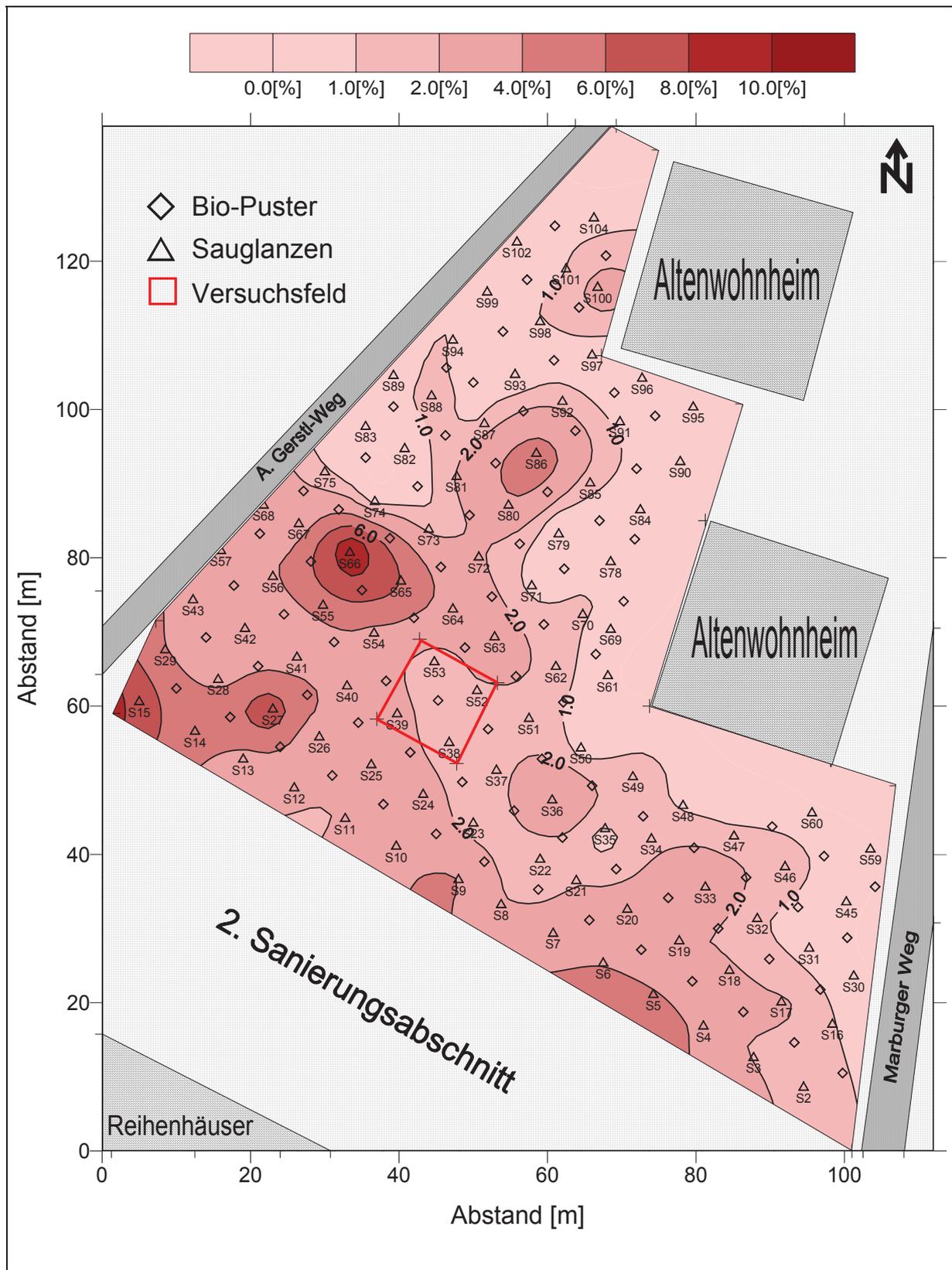
Flächiger Verlauf der Bodenlufttemperatur am 19.05.1998 (2 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



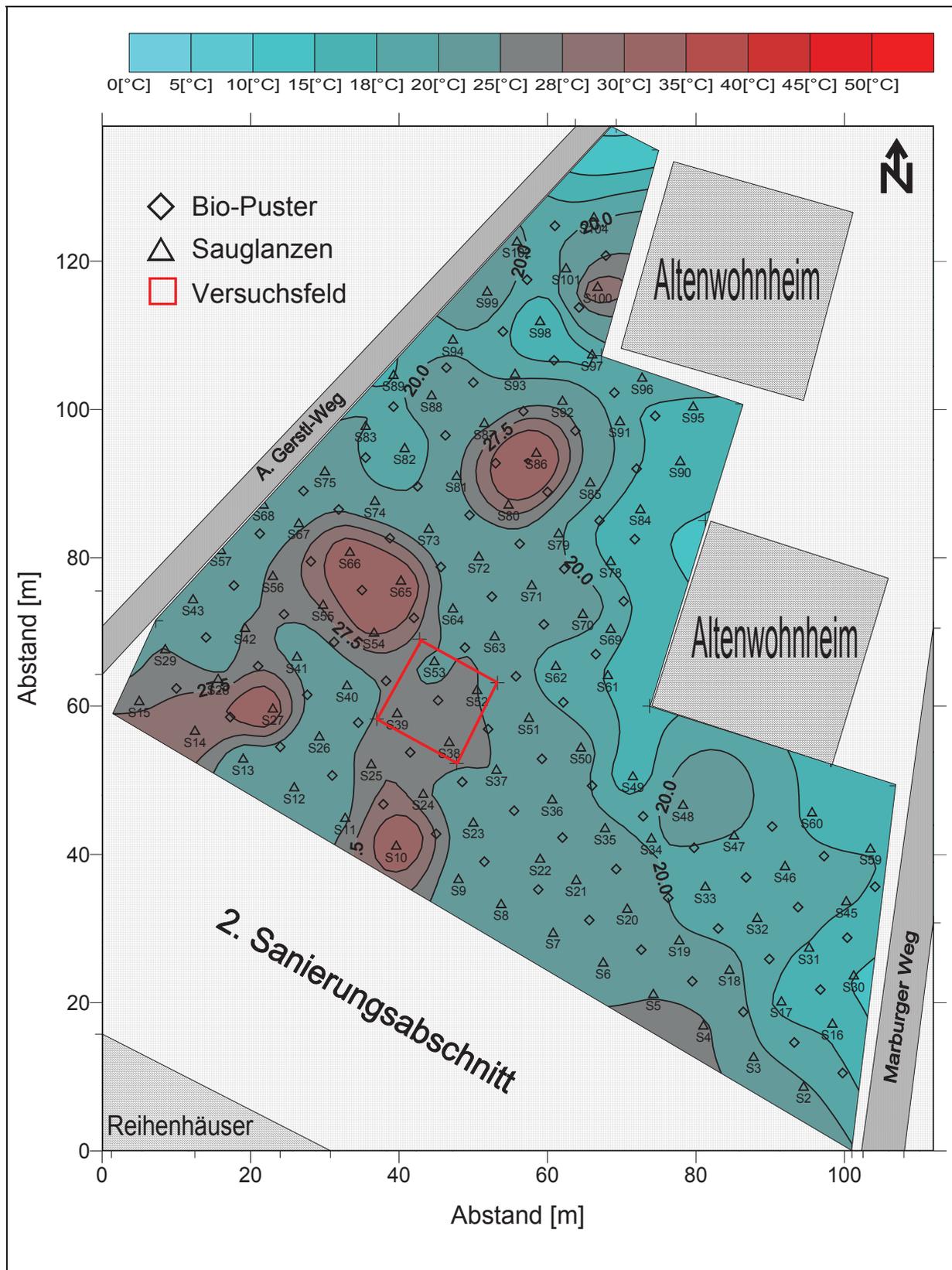
Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 28.05.1998 (3 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



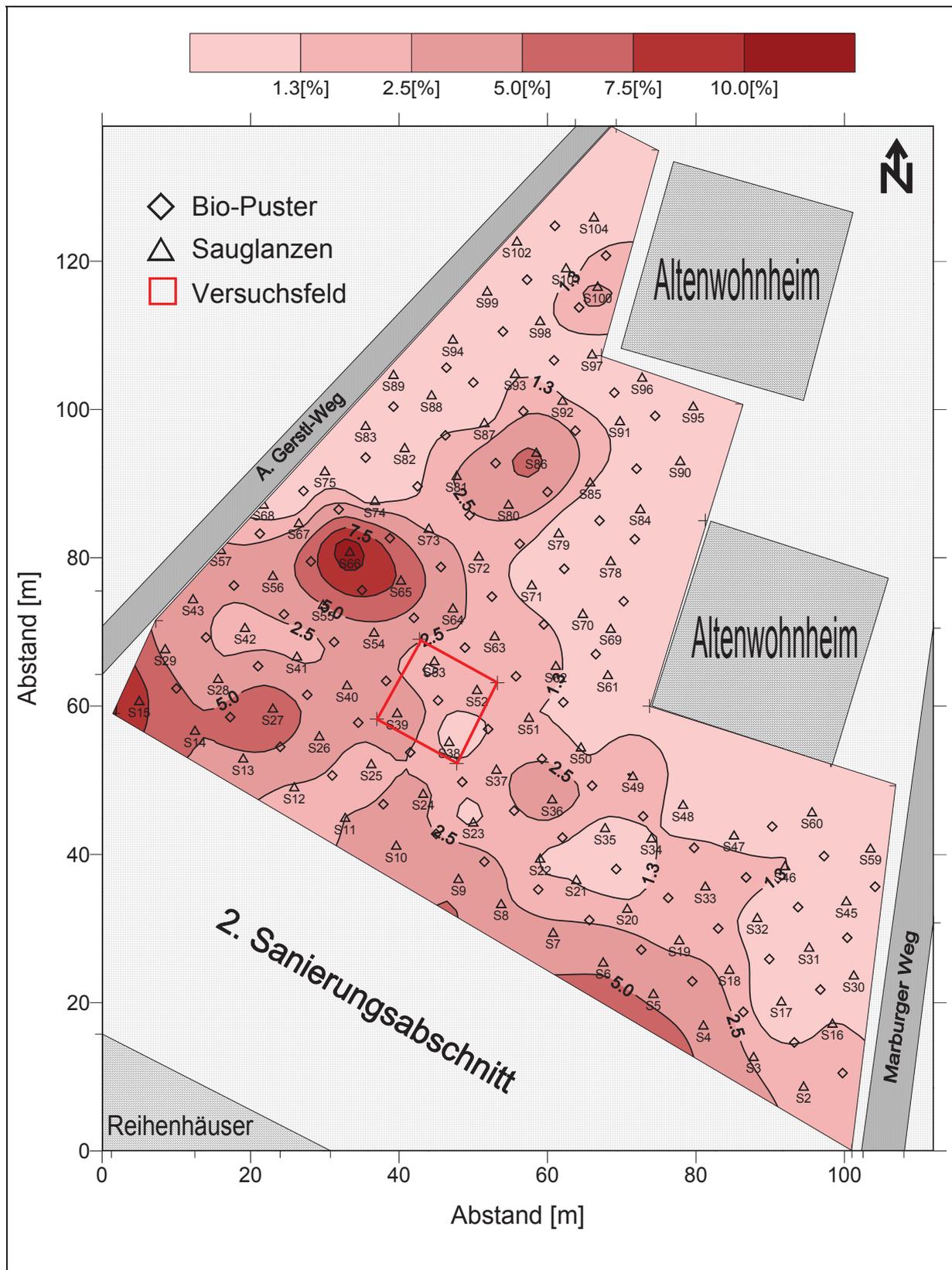
Flächiger Verlauf der Bodenlufttemperatur am 28.05.1998 (3 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



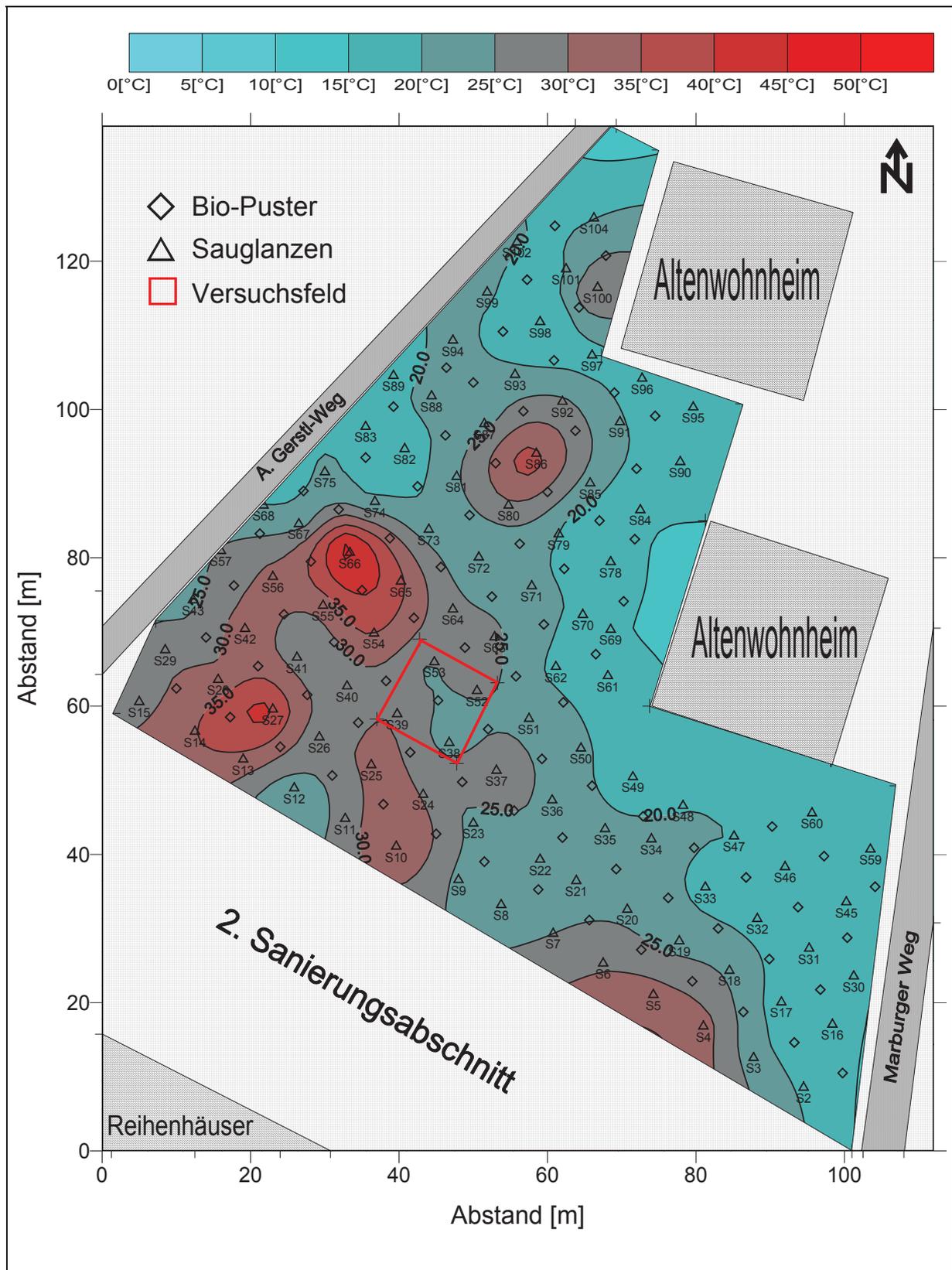
Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 19.06.1998 (6 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



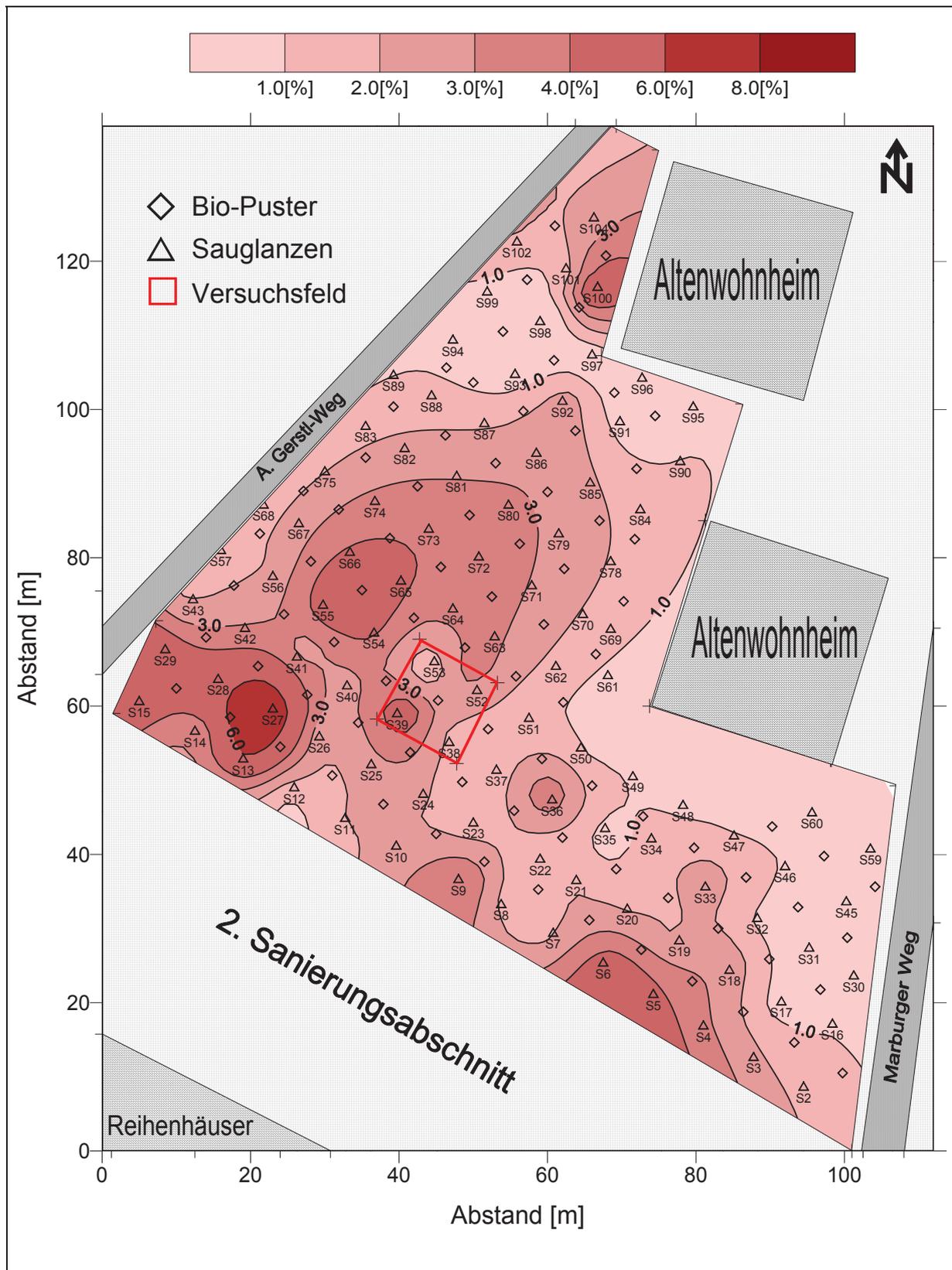
Flächiger Verlauf der Bodenlufttemperatur am 19.06.1998 (6 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



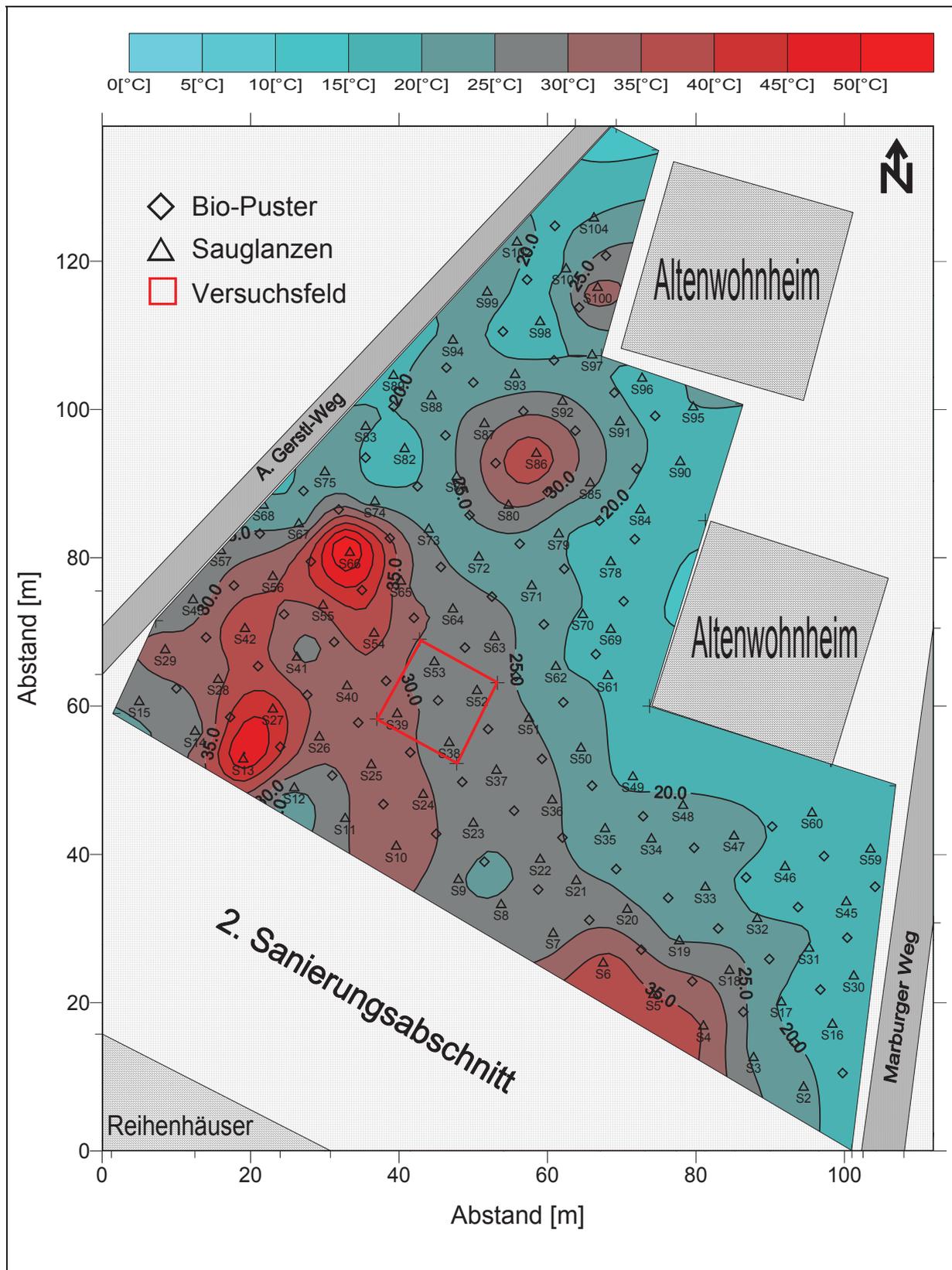
Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 25.06.1998 (7 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



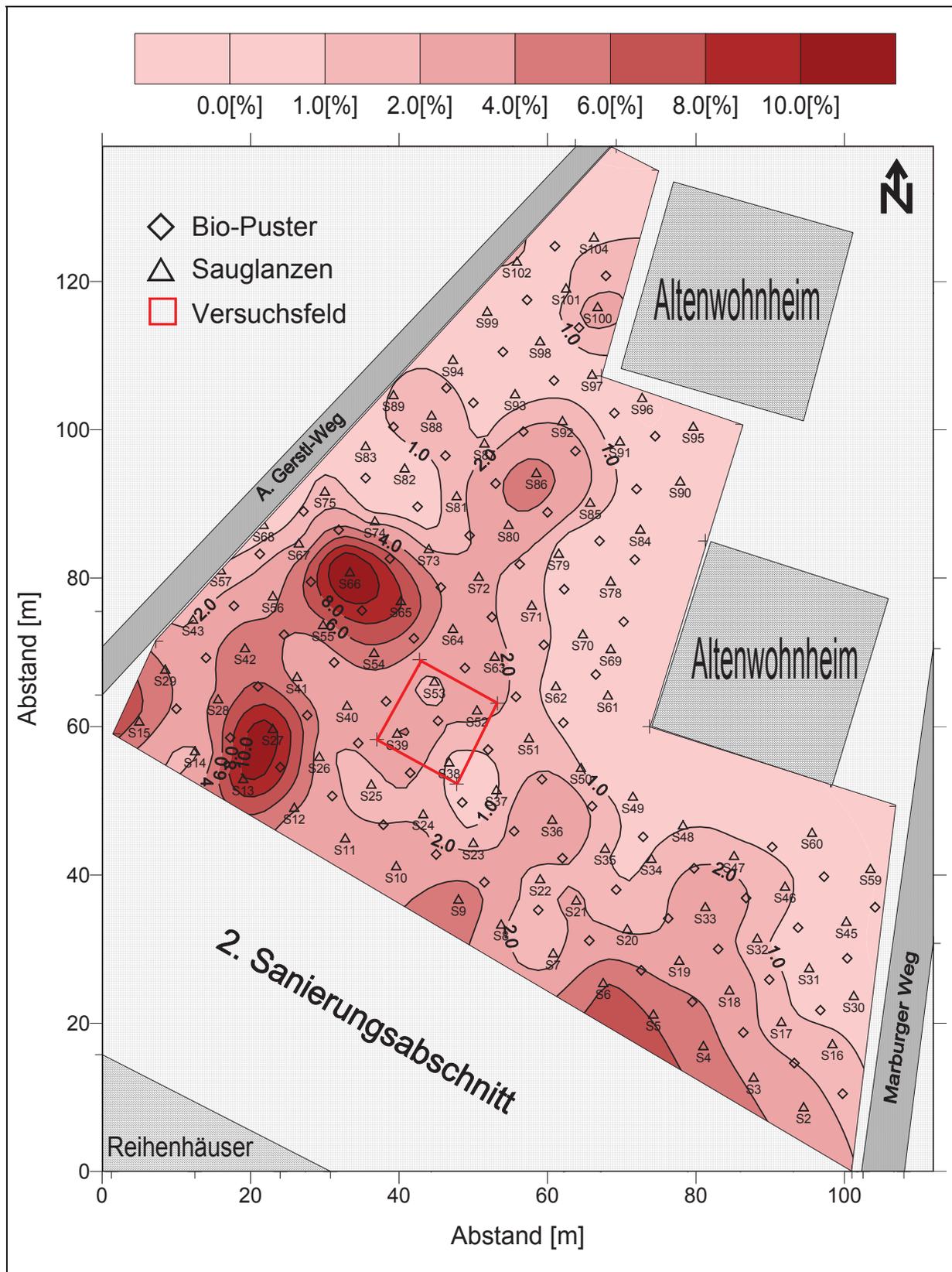
Flächiger Verlauf der Bodenlufttemperatur am 25.06.1998 (7 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



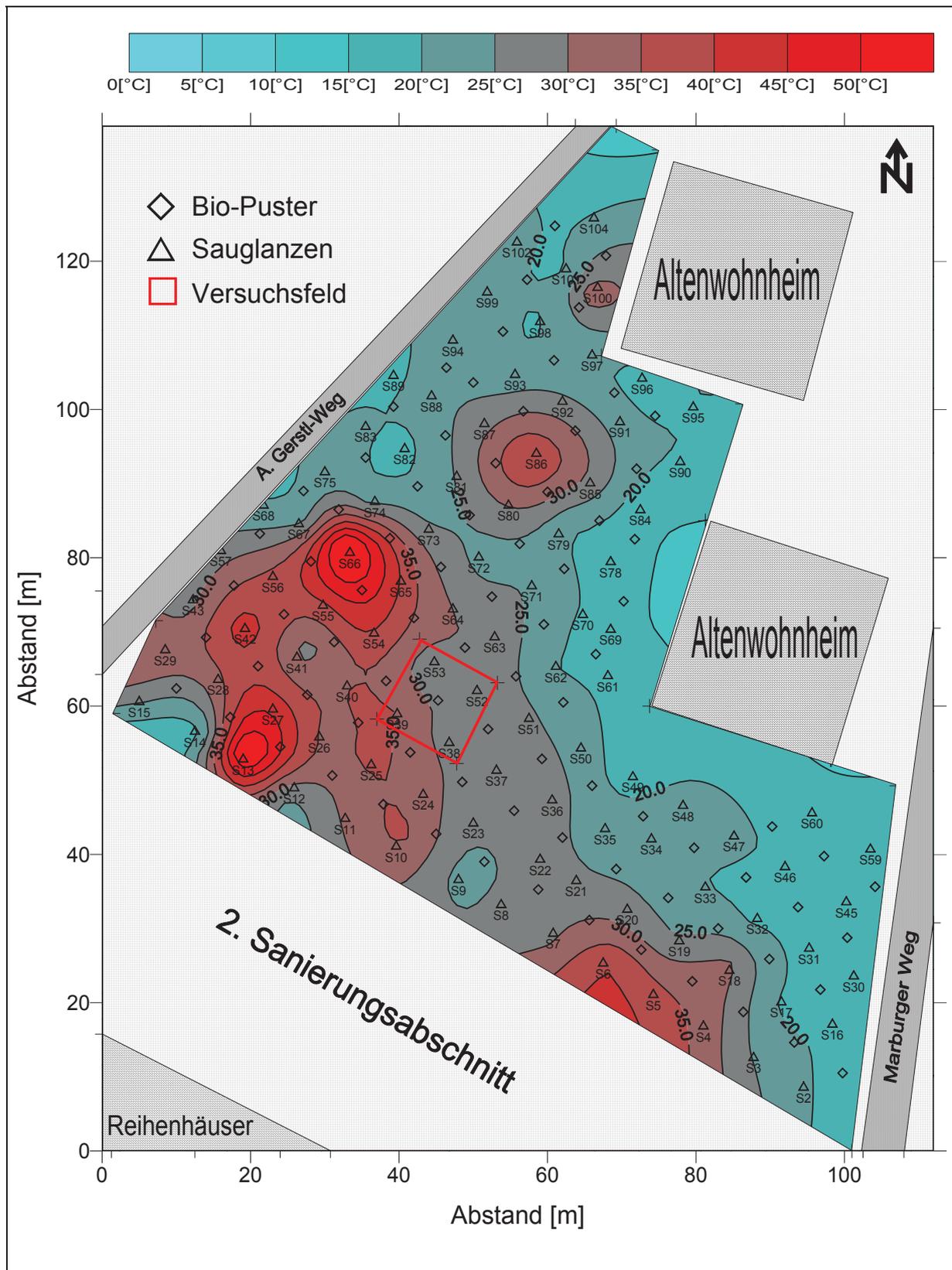
Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 07.07.1998 (9 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



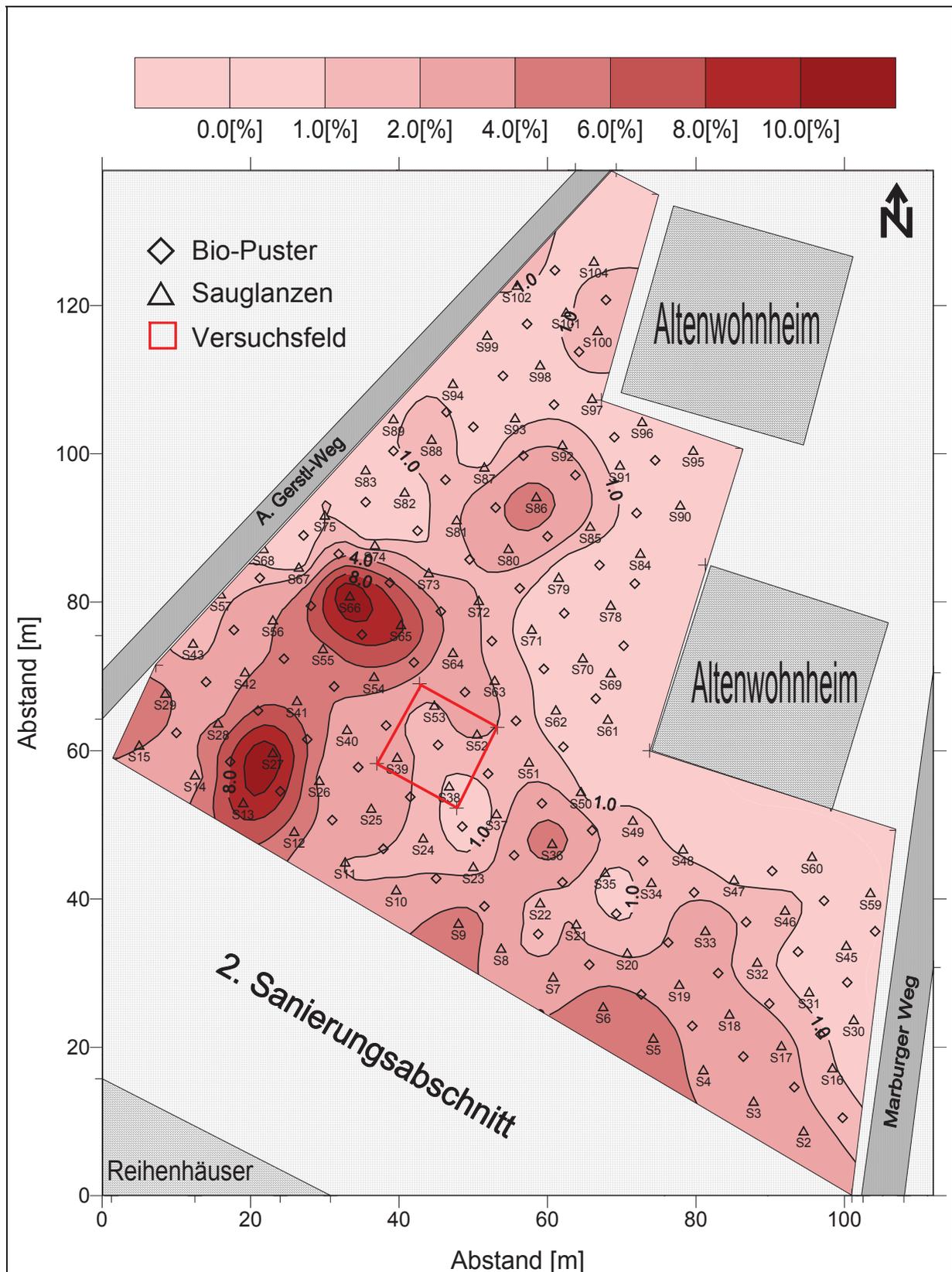
Flächiger Verlauf der Bodenlufttemperatur am 07.07.1998 (9 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



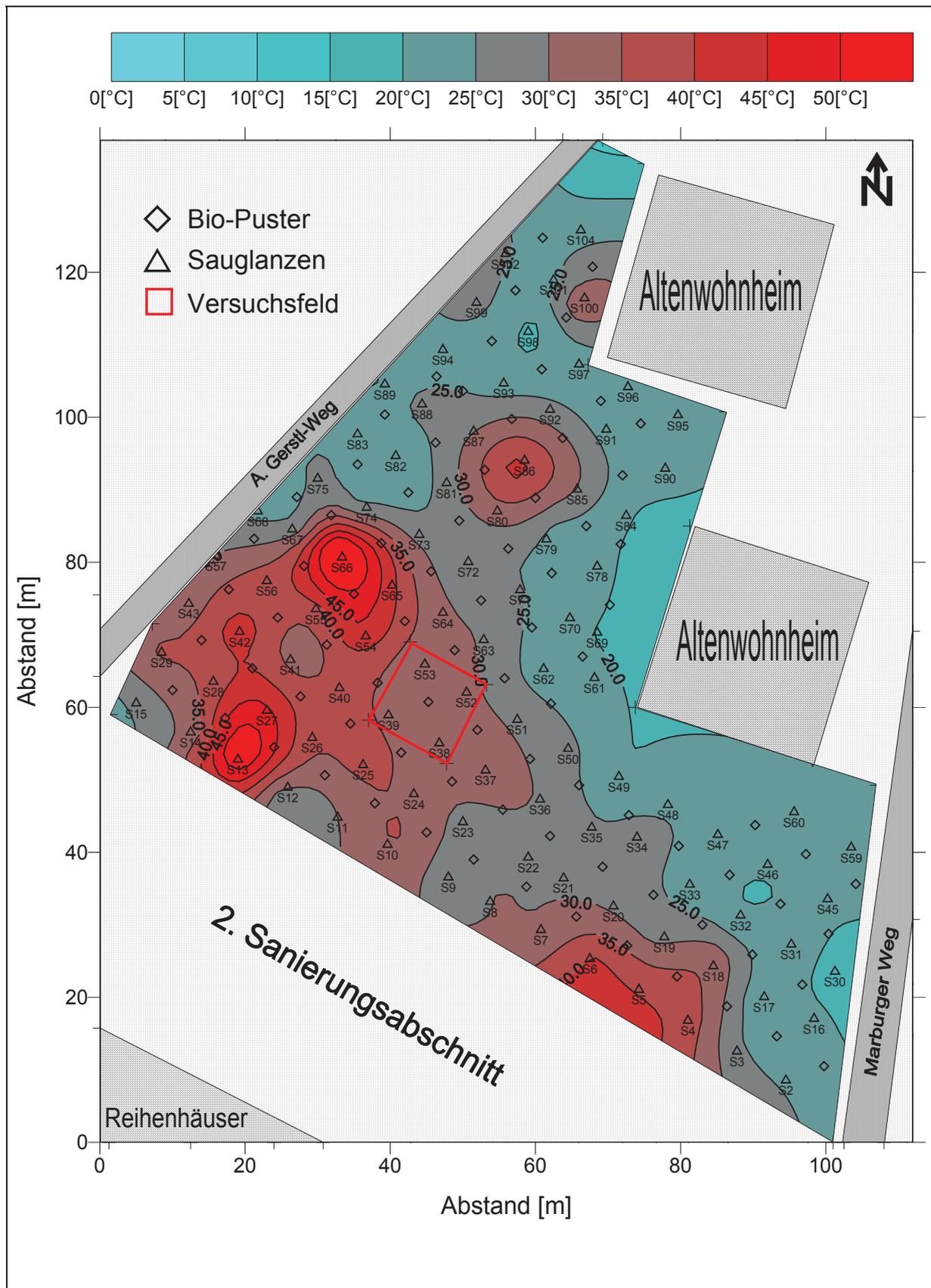
Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 15.07.1998 (10 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



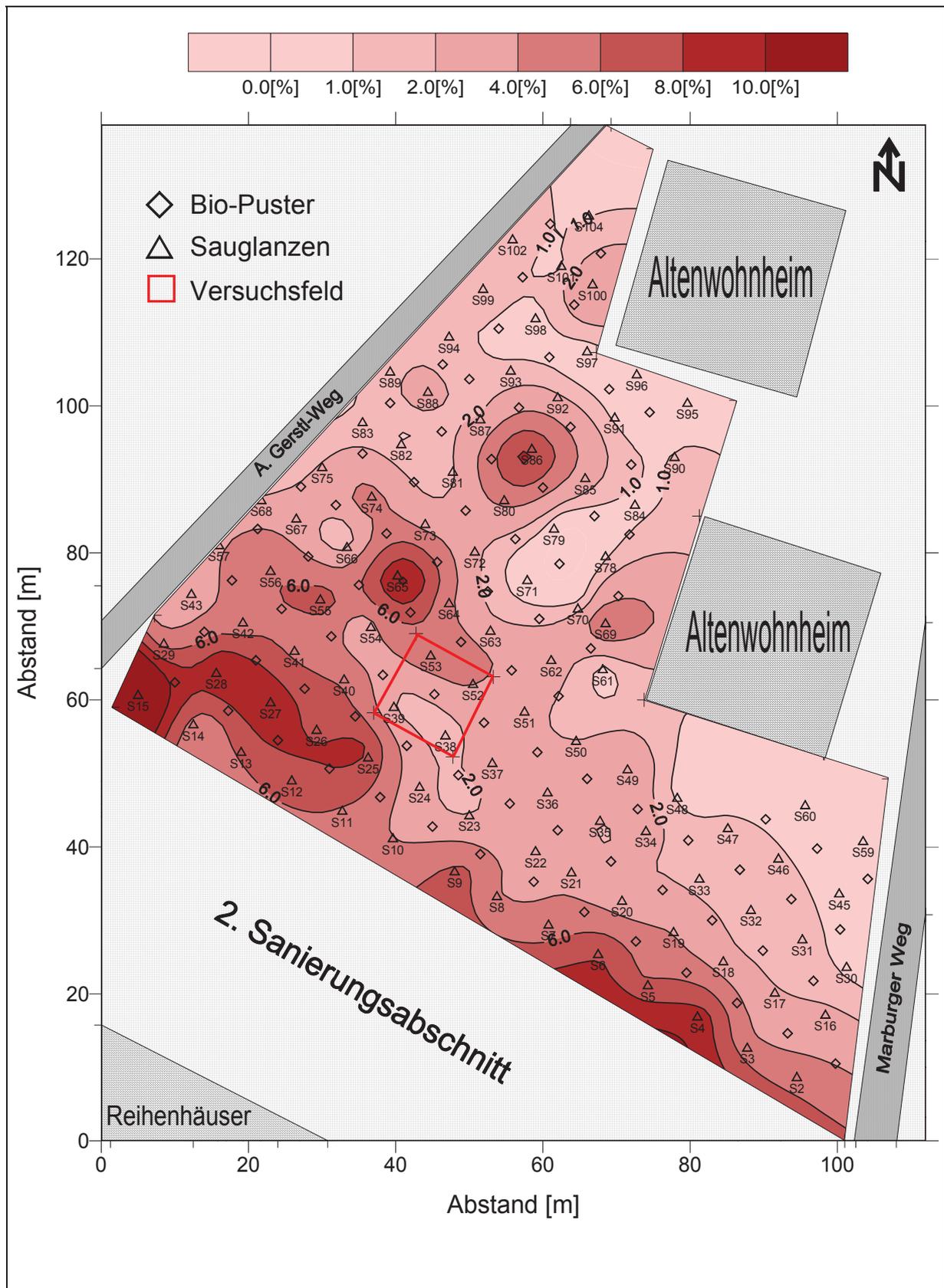
Flächiger Verlauf der Bodenlufttemperatur am 15.07.1998 (10 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



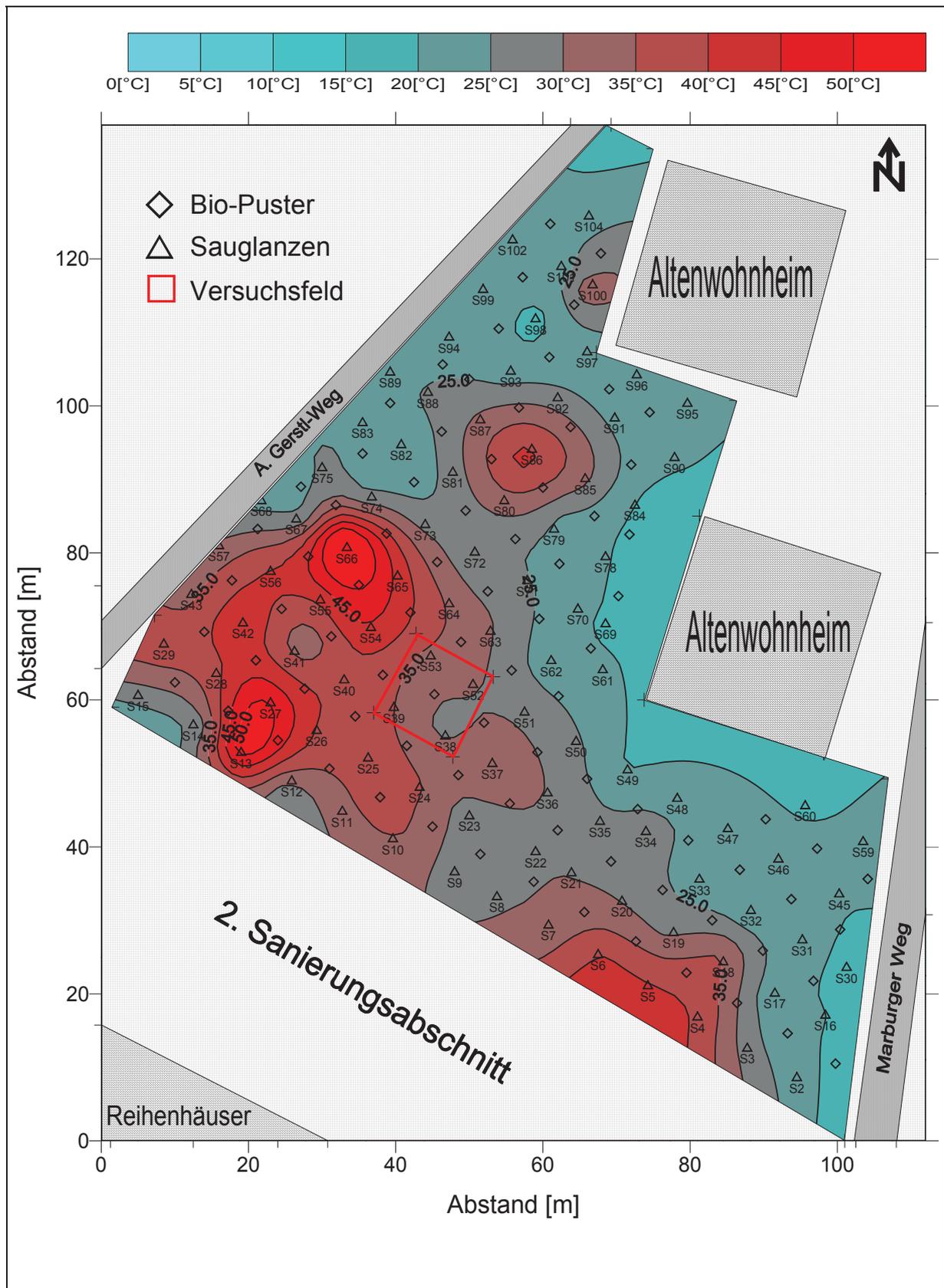
Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 22.07.1998 (11 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



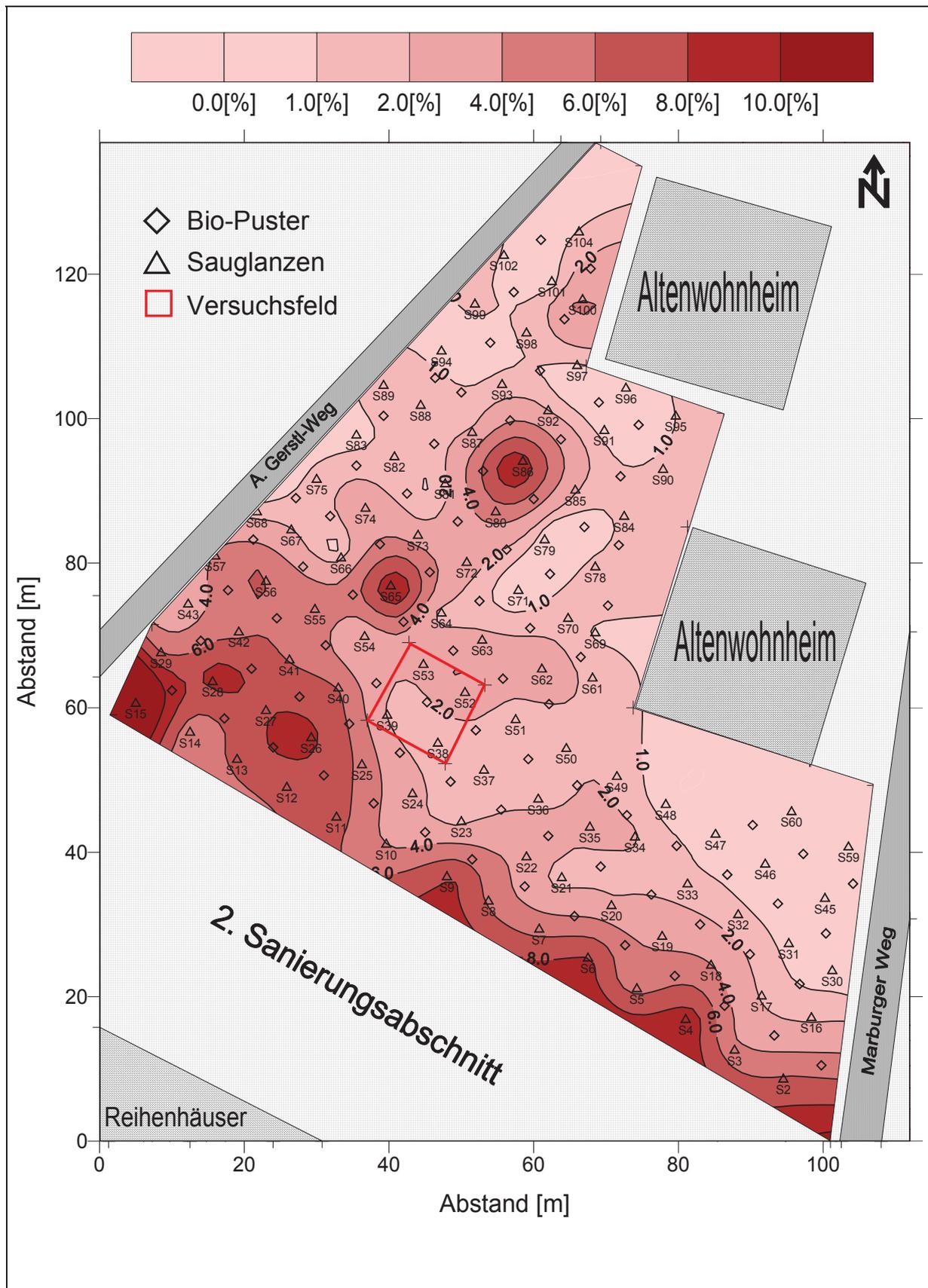
Flächiger Verlauf der Bodenlufttemperatur am 22.07.1998 (11 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



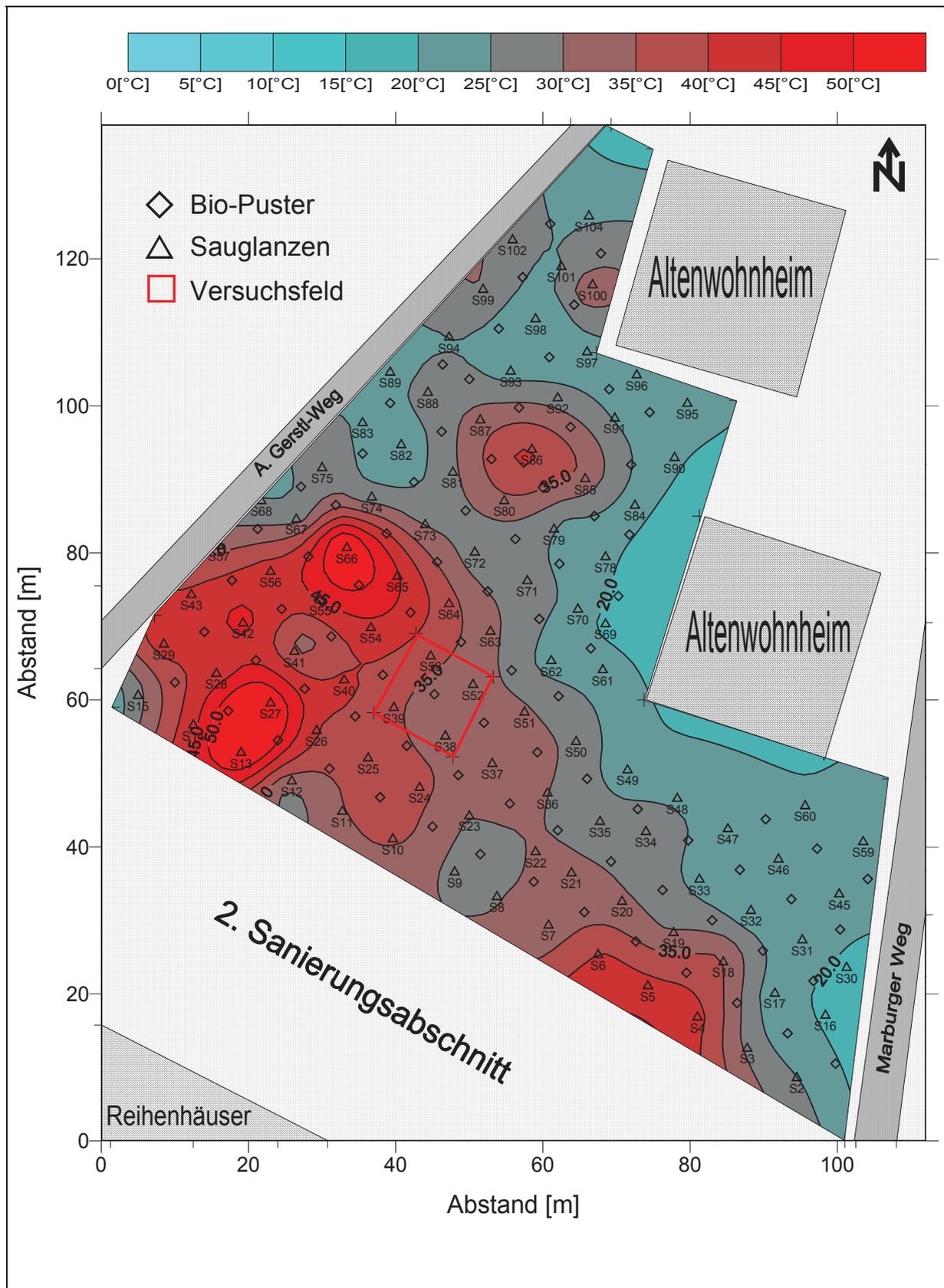
Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 05.08.1998 (13 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



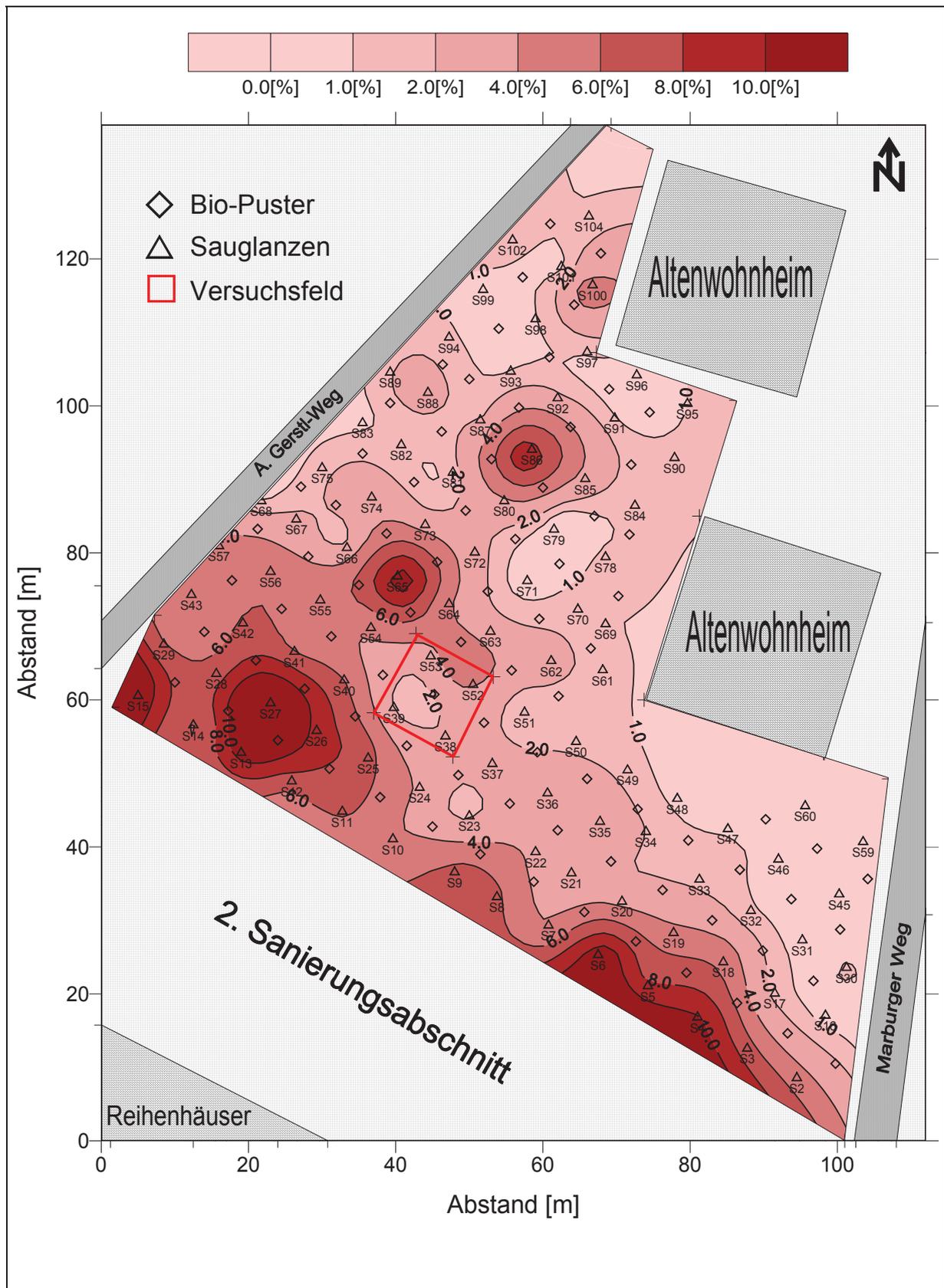
Flächiger Verlauf der Bodenlufttemperatur am 05.08.1998 (13 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



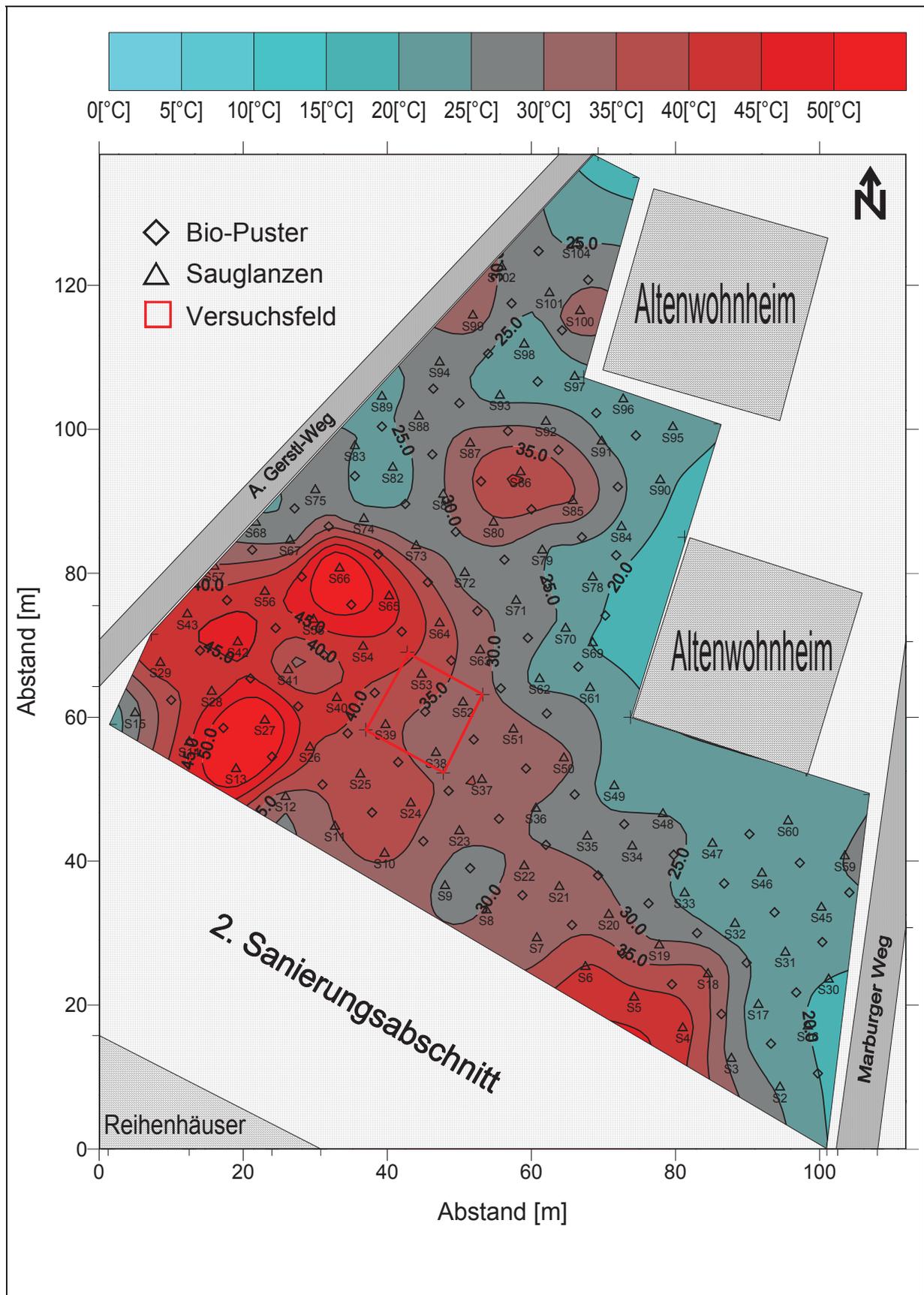
Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 12.08.1998 (14 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



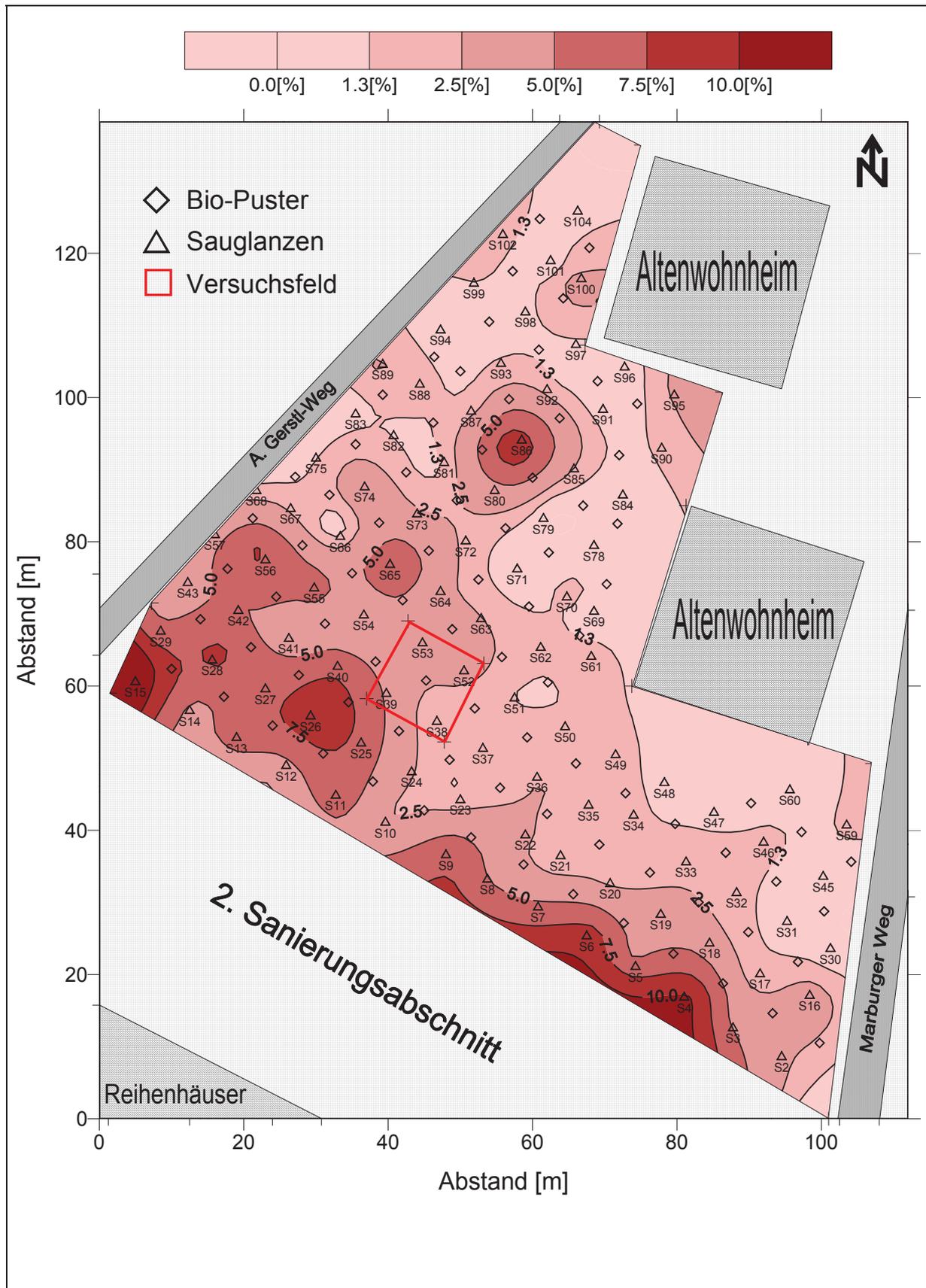
Flächiger Verlauf der Bodenlufttemperatur am 12.08.1998 (14 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



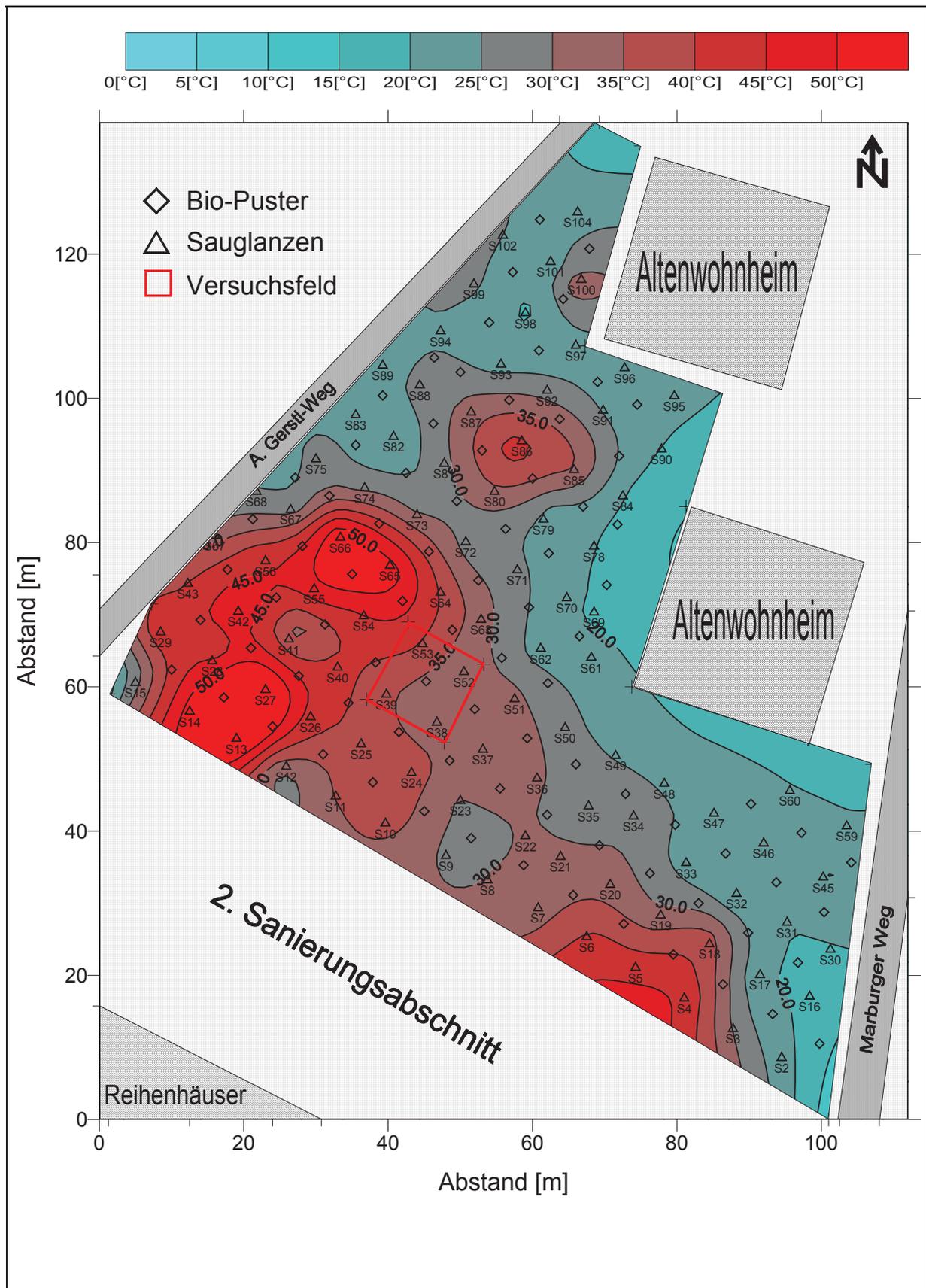
Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 19.08.1998 (15 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



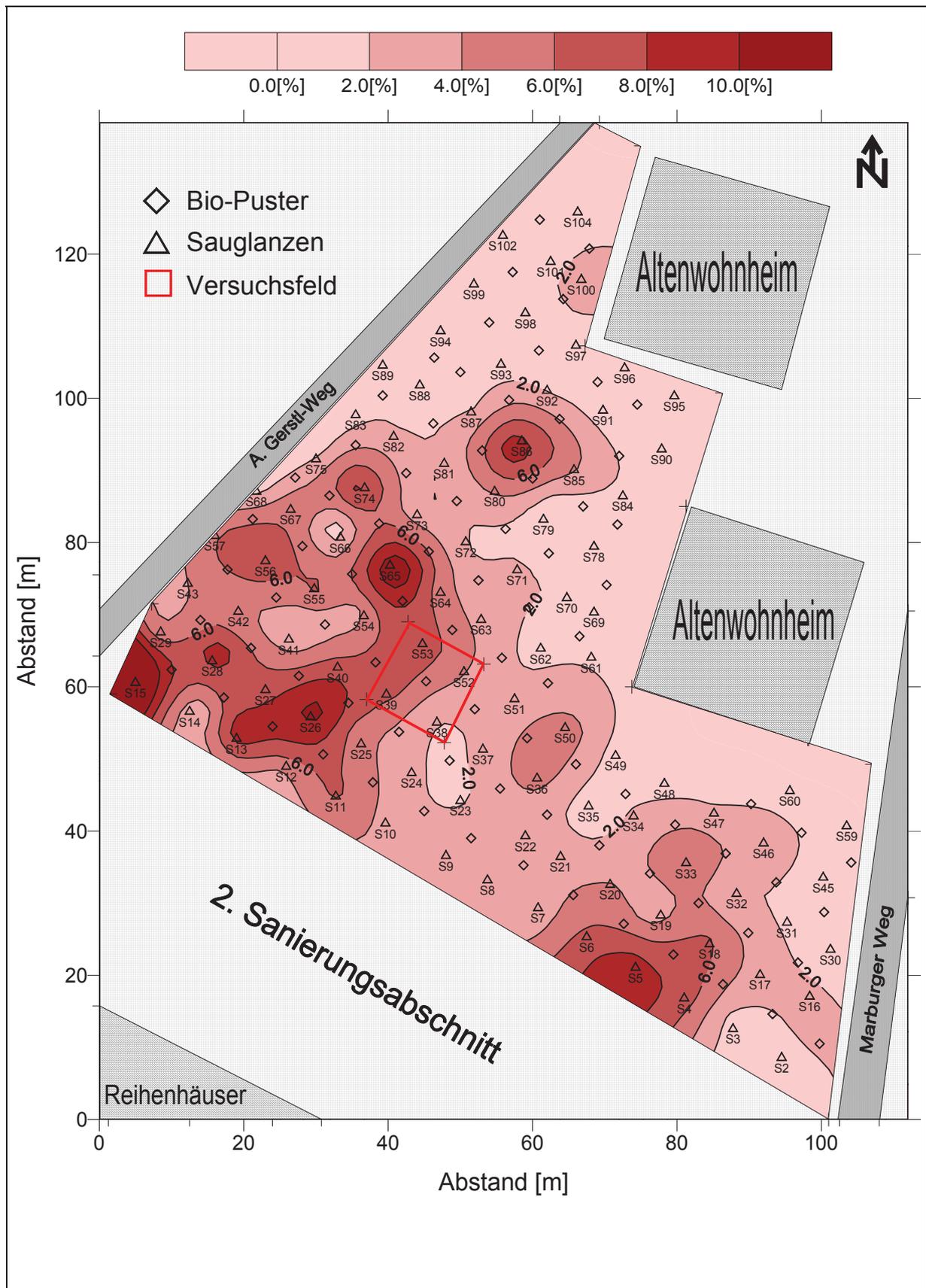
Flächiger Verlauf der Bodenlufttemperatur am 19.08.1998 (15 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



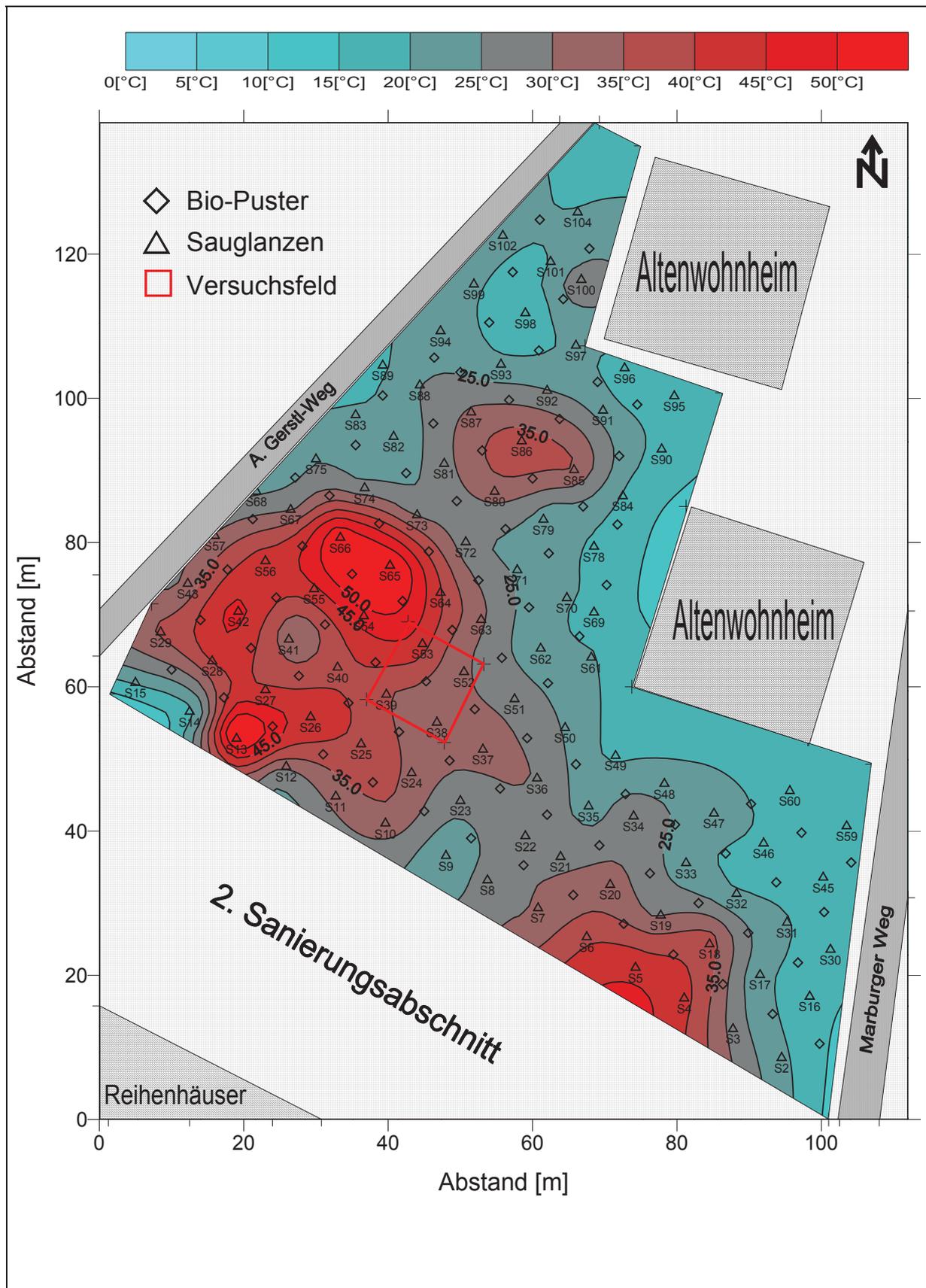
Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 26.08.1998 (16 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



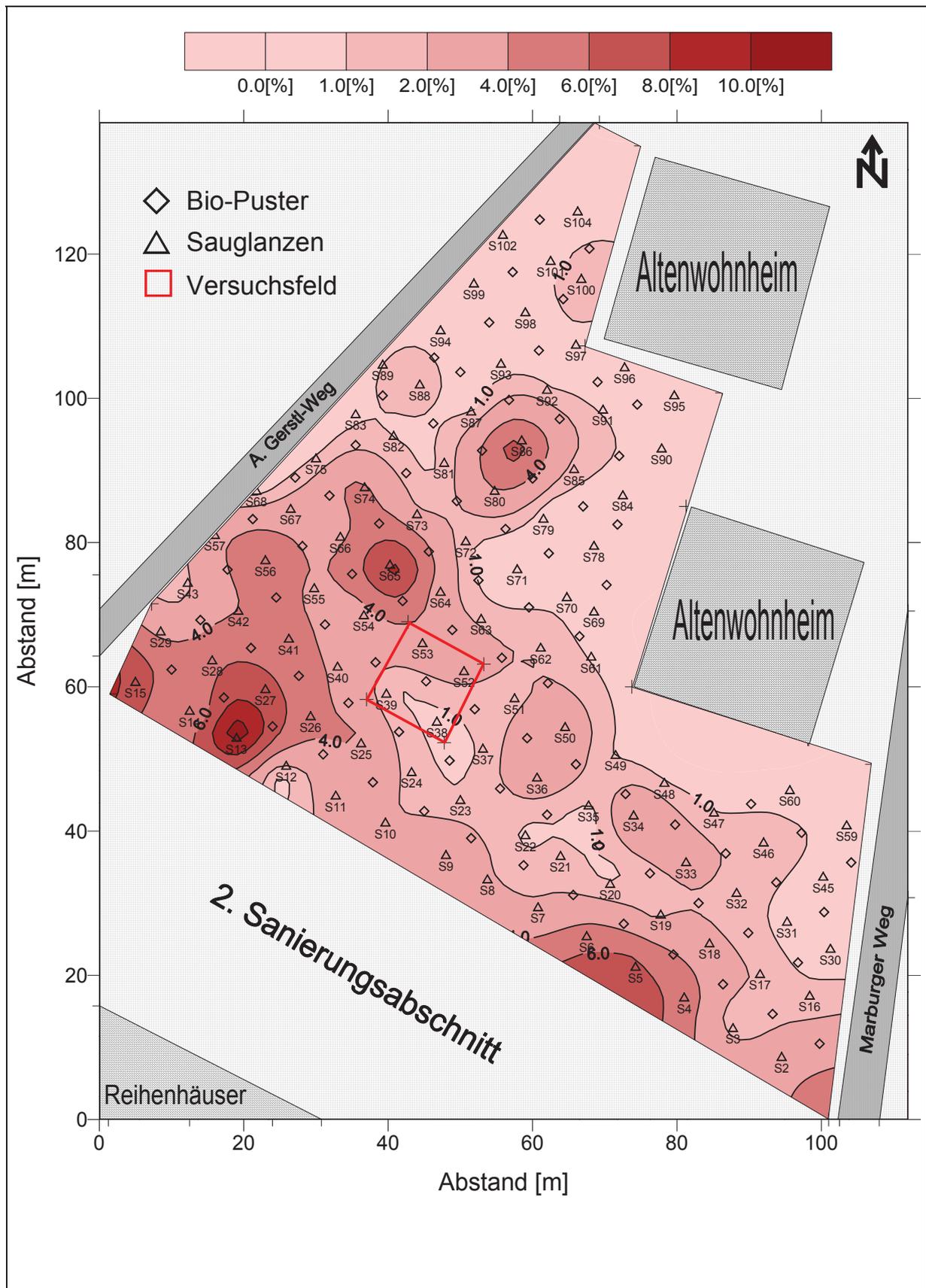
Flächiger Verlauf der Bodenlufttemperatur am 26.08.1998 (16 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



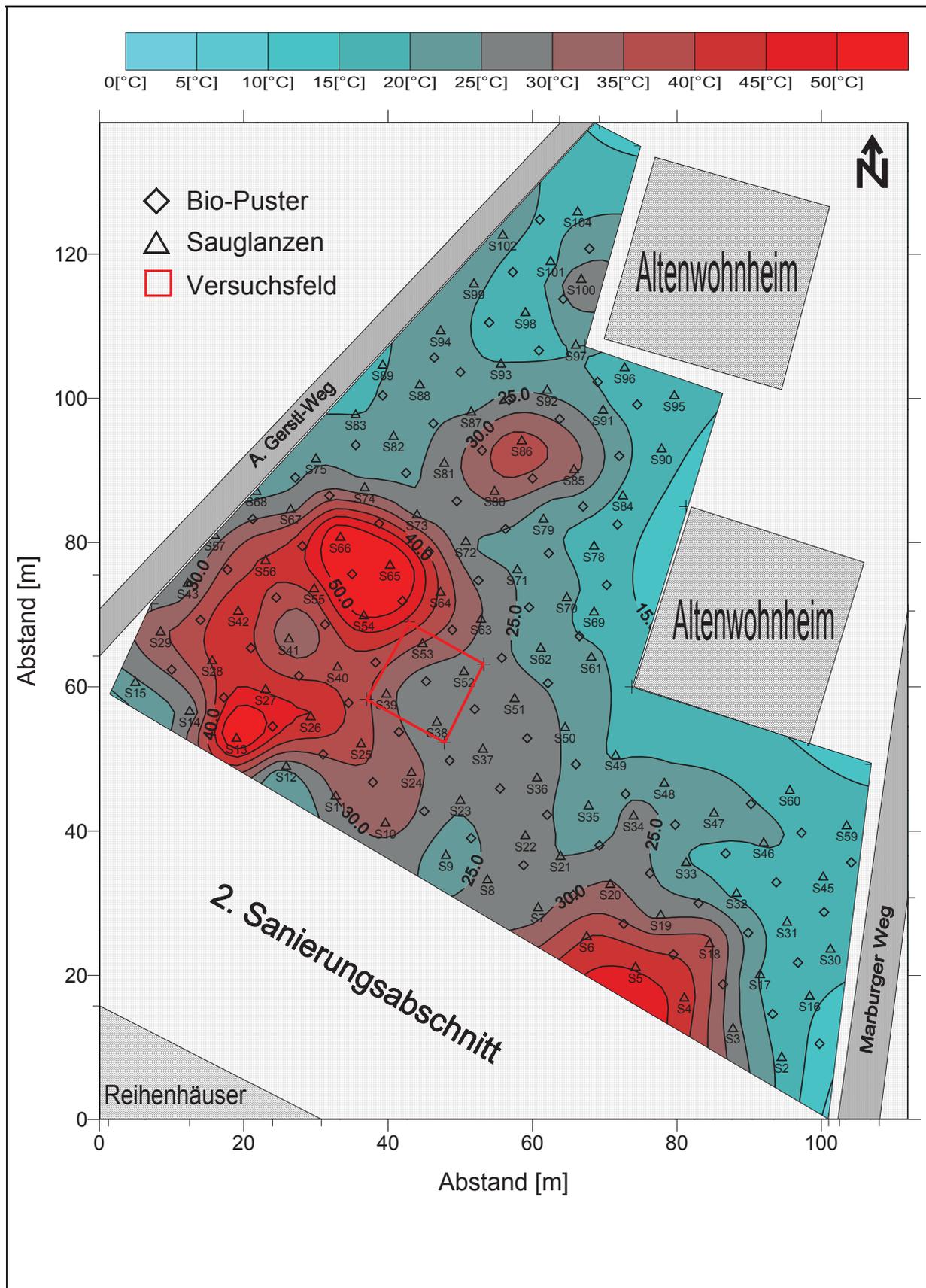
Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 16.09.1998 (19 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



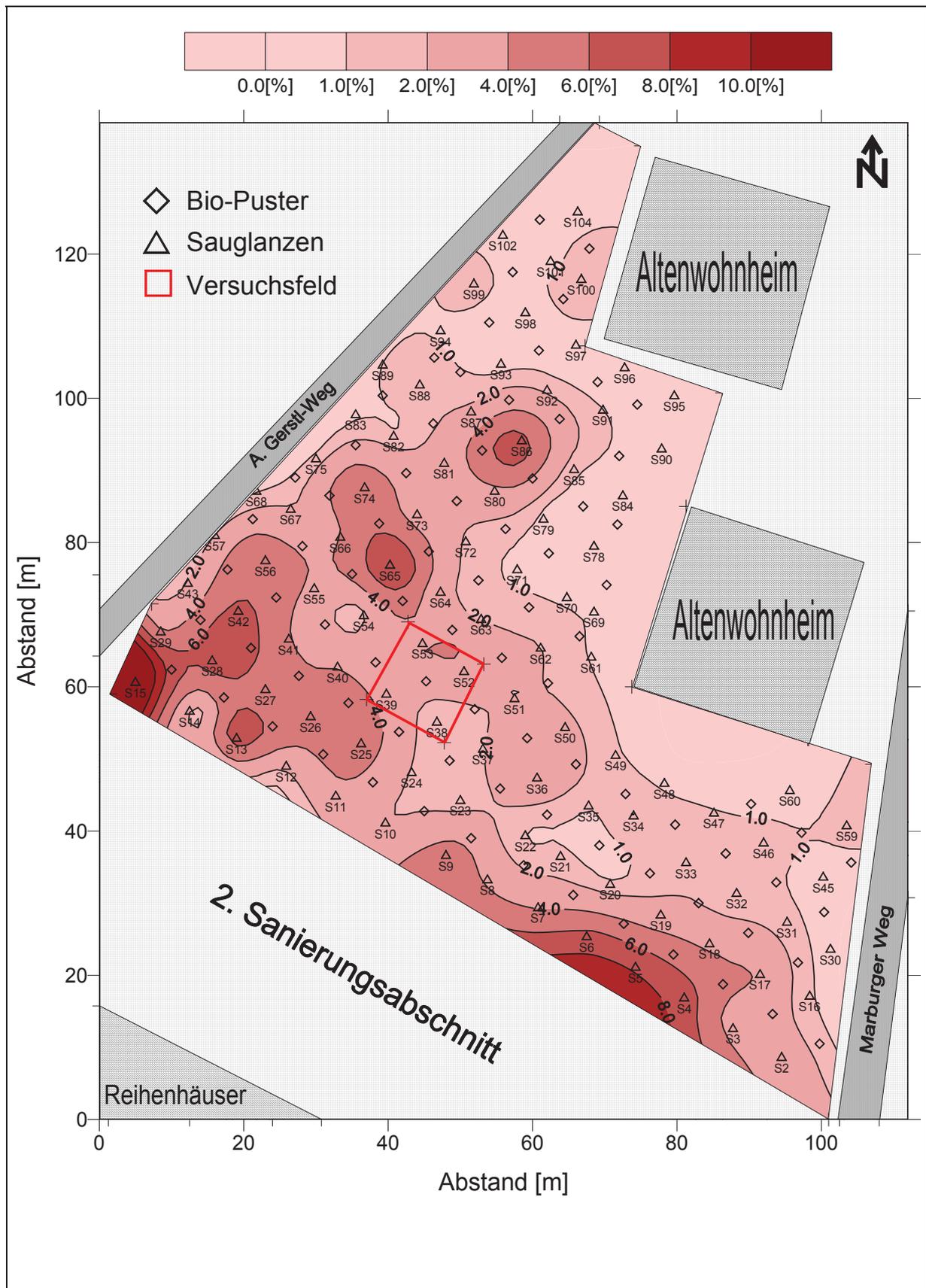
Flächiger Verlauf der Bodenlufttemperatur am 16.09.1998 (19 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



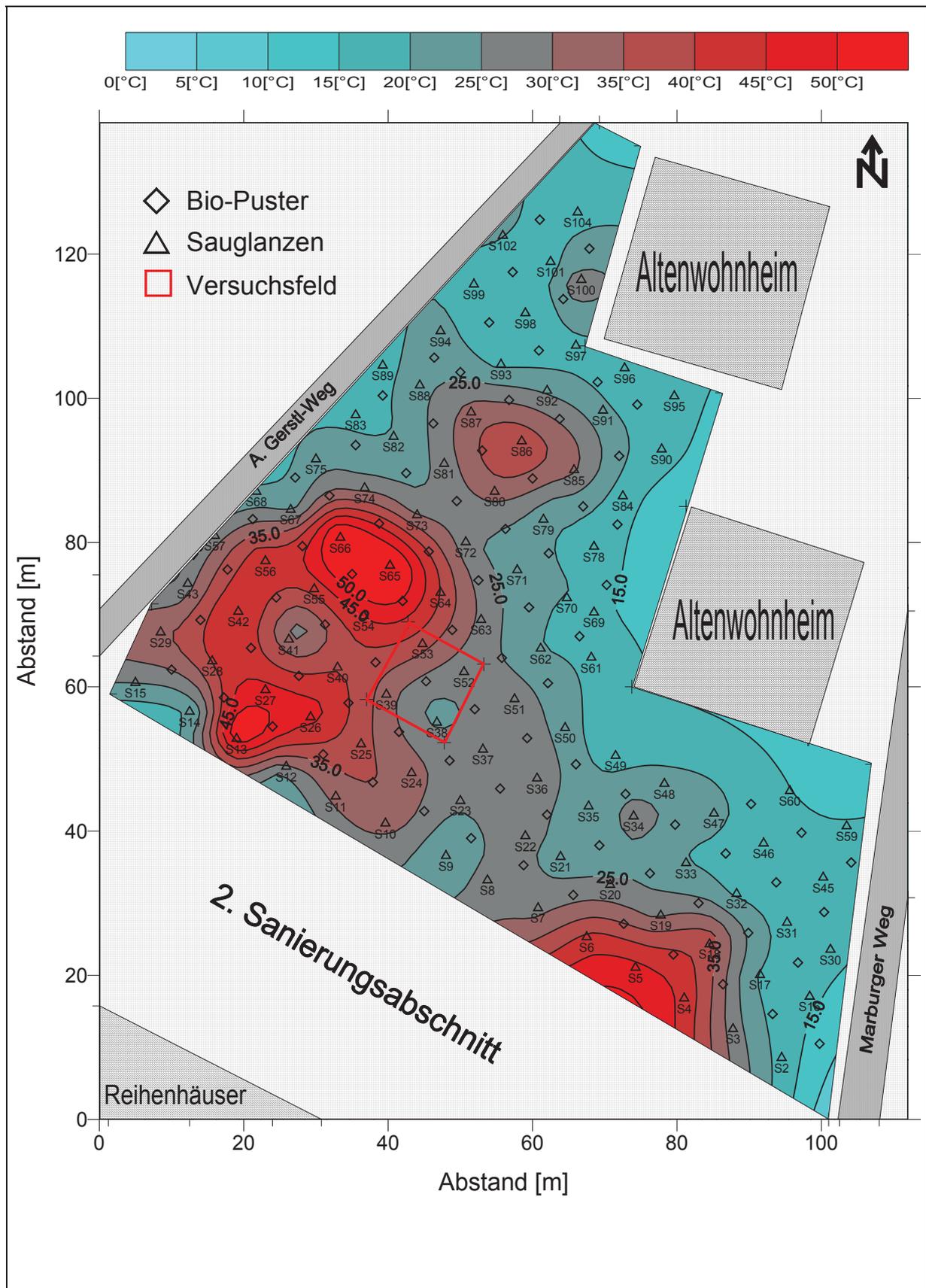
Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 23.09.1998 (20 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



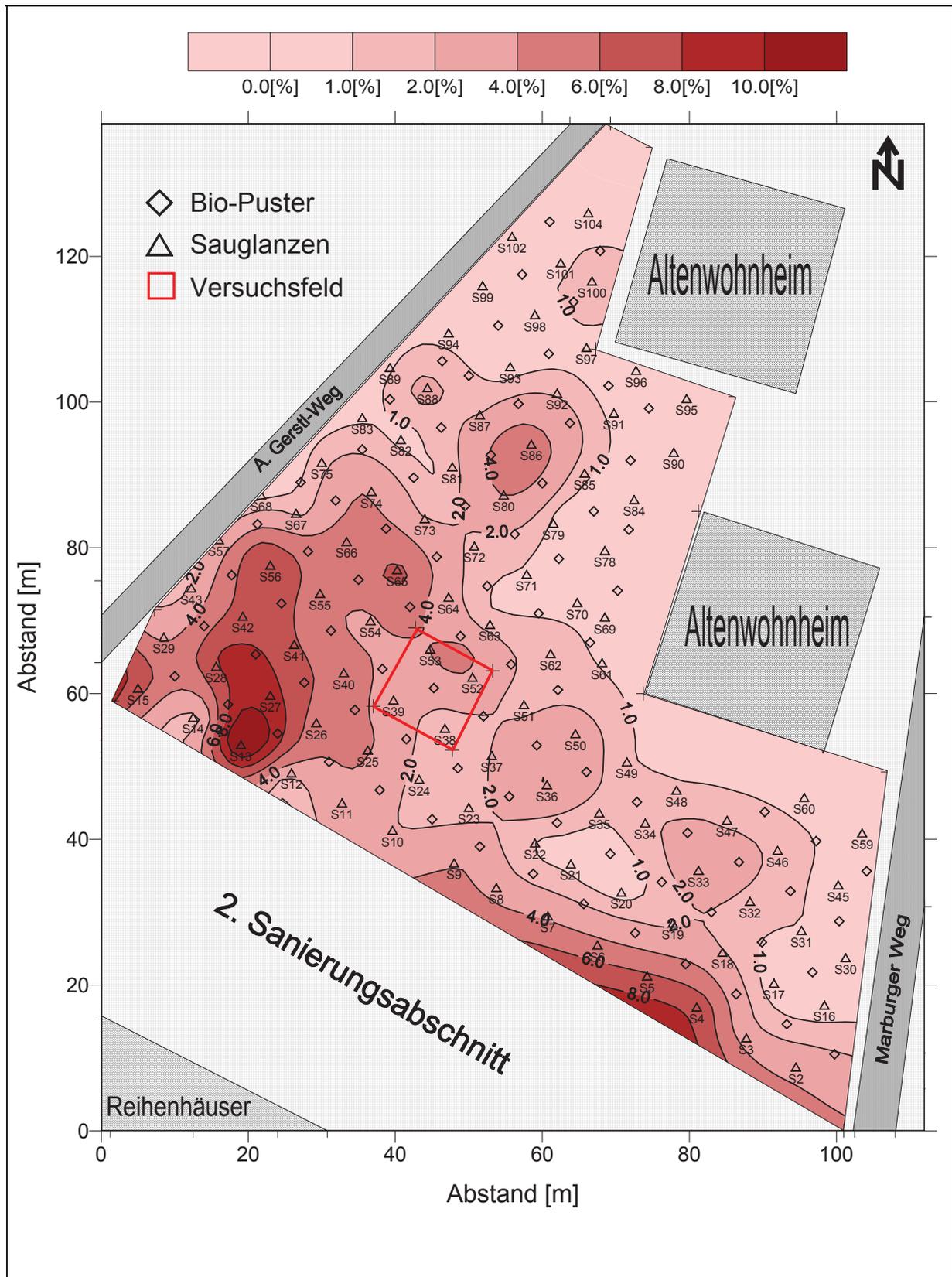
Flächiger Verlauf der Bodenlufttemperatur am 23.09.1998 (20 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



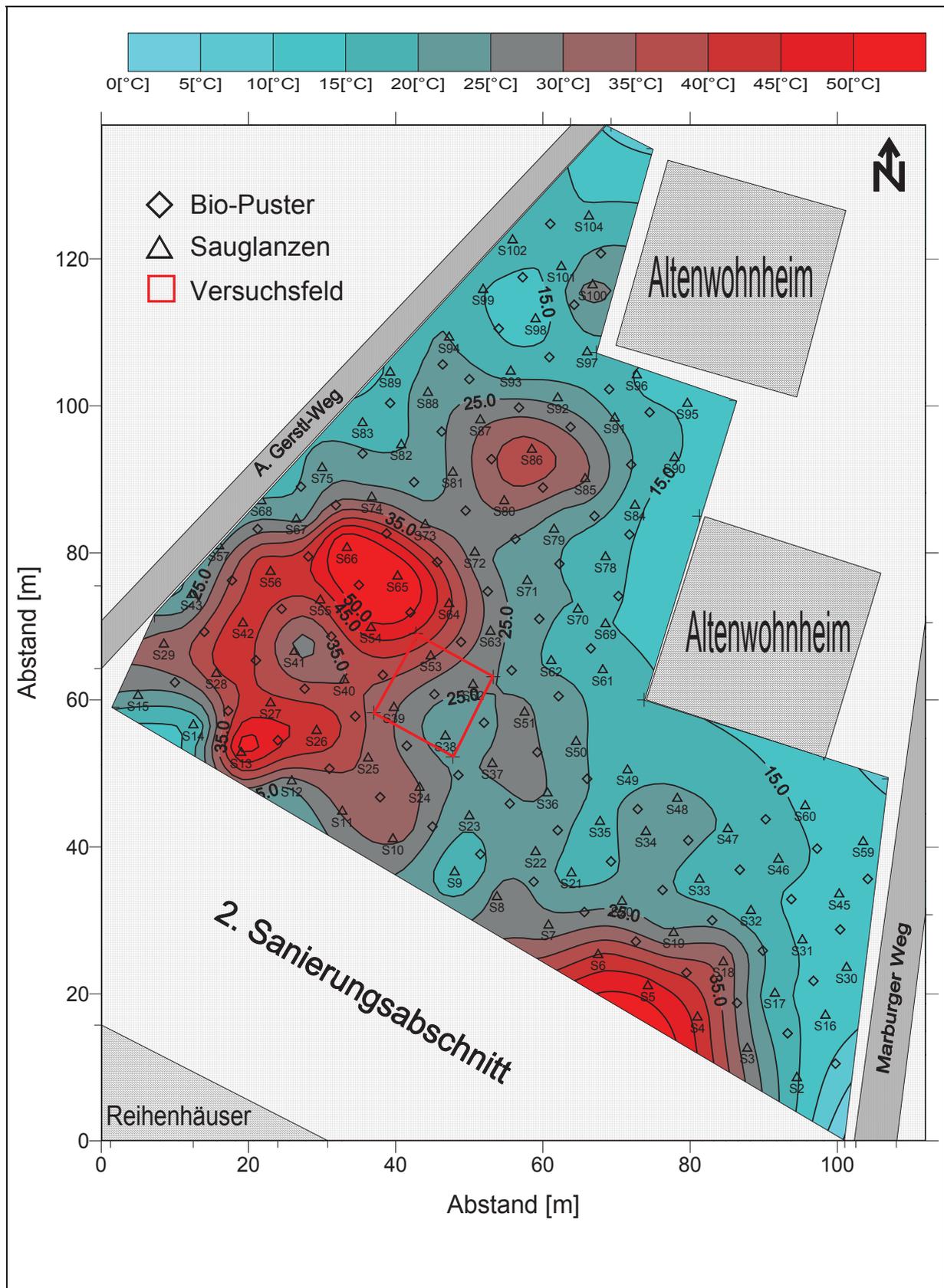
Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 07.10.1998 (22 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



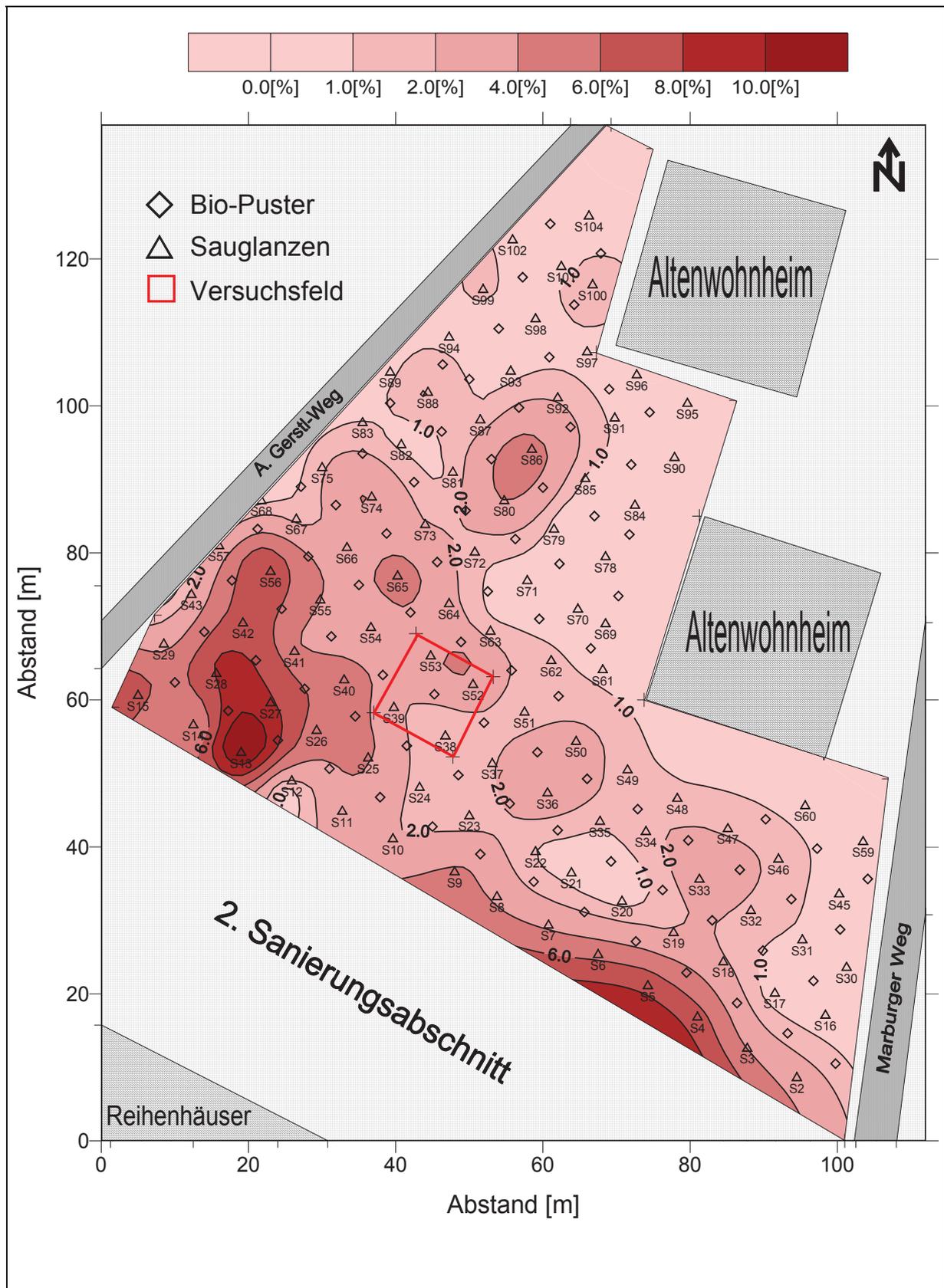
Flächiger Verlauf der Bodenlufttemperatur am 07.10.1998 (22 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



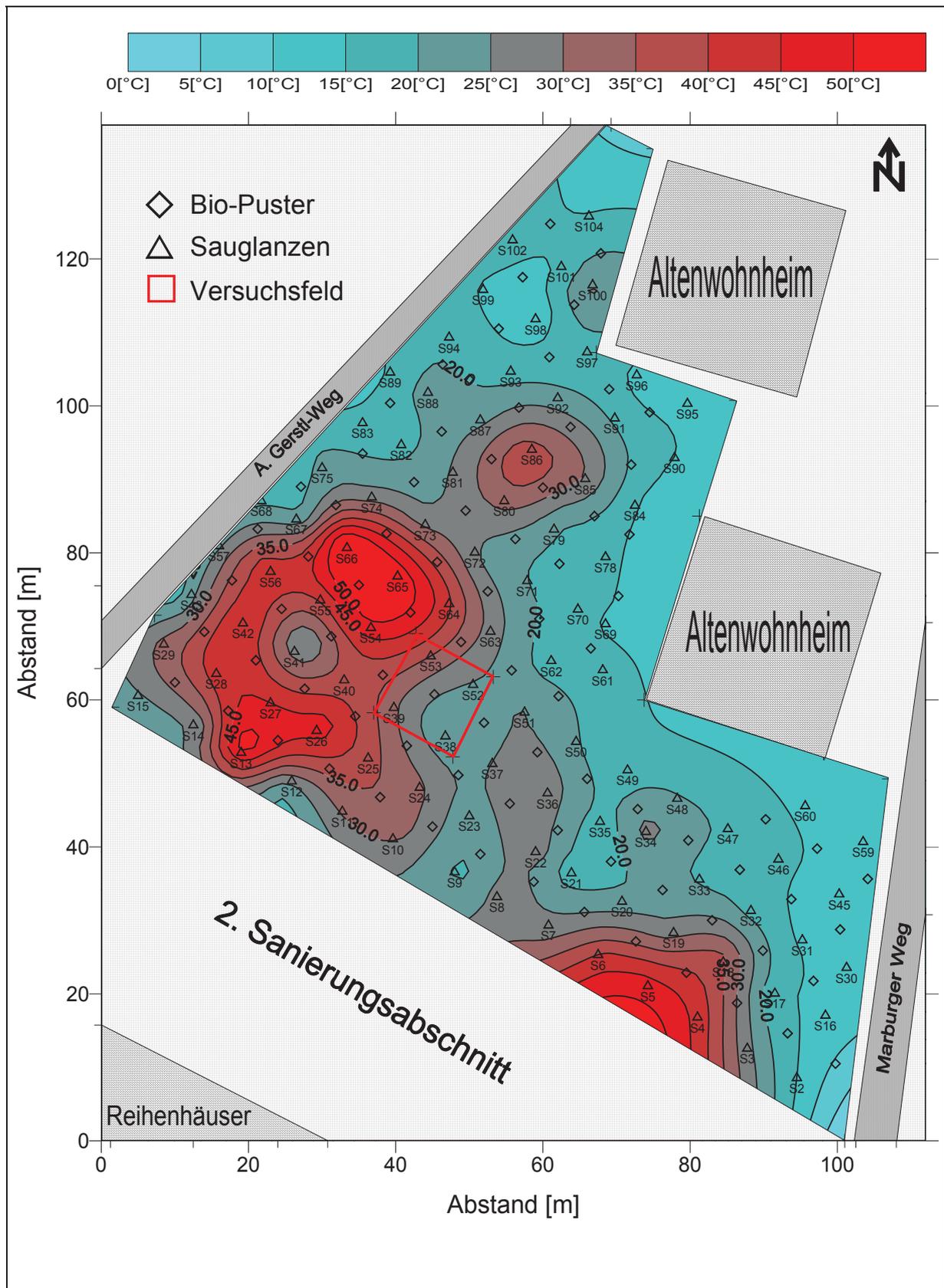
Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 21.10.1998 (24 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



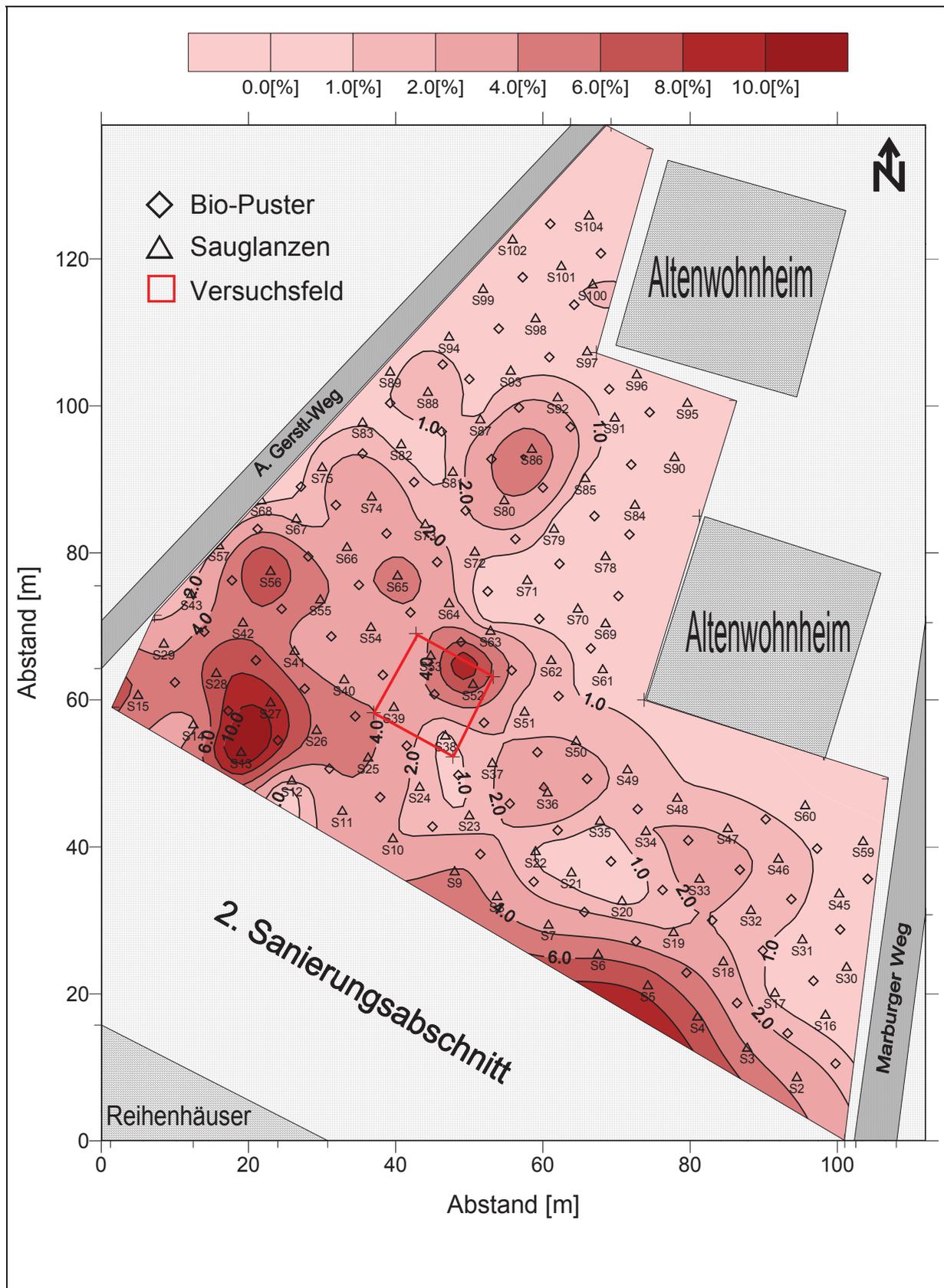
Flächiger Verlauf der Bodenlufttemperatur am 21.10.1998 (24 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



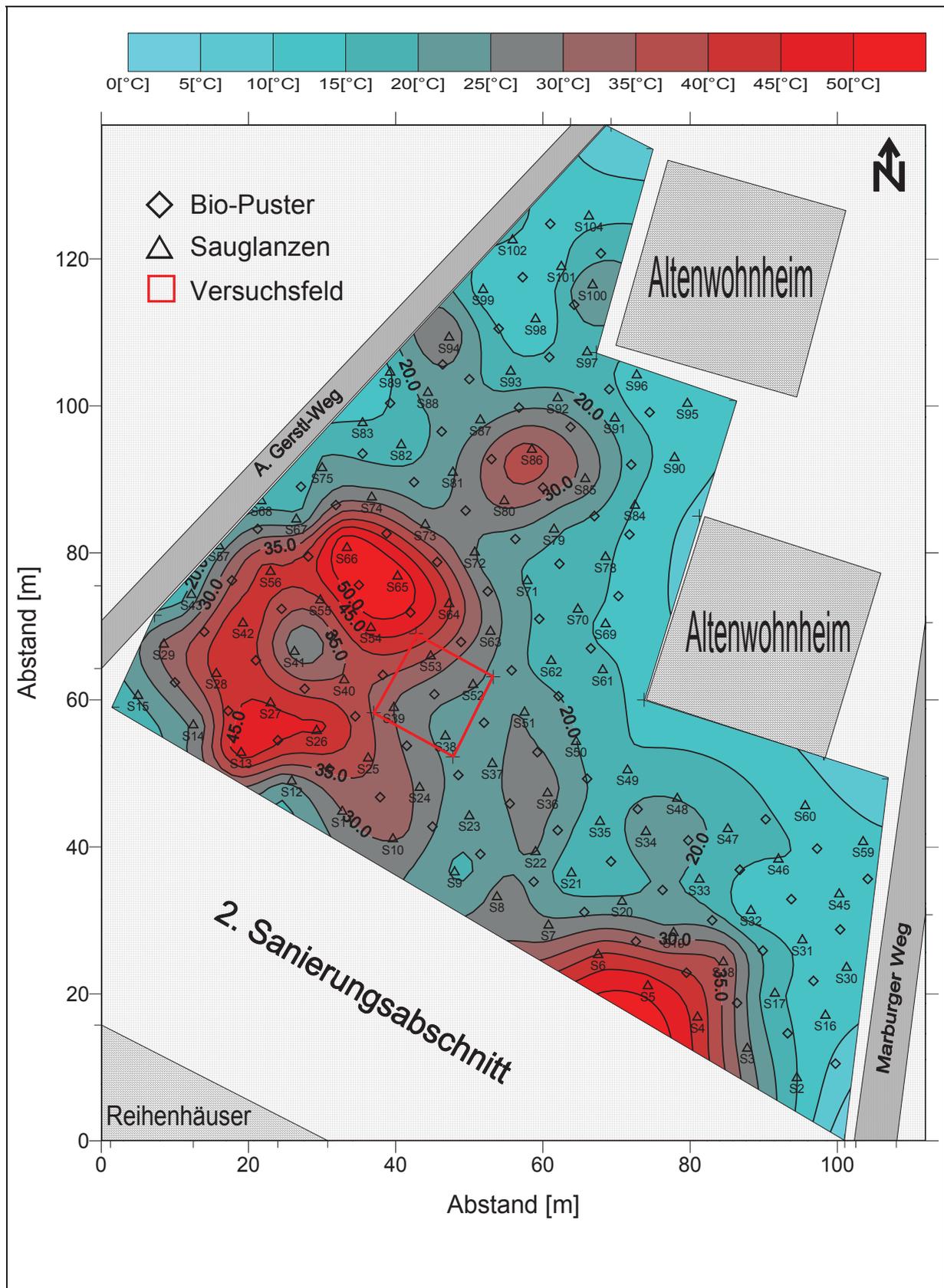
Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 28.10.1998 (25 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



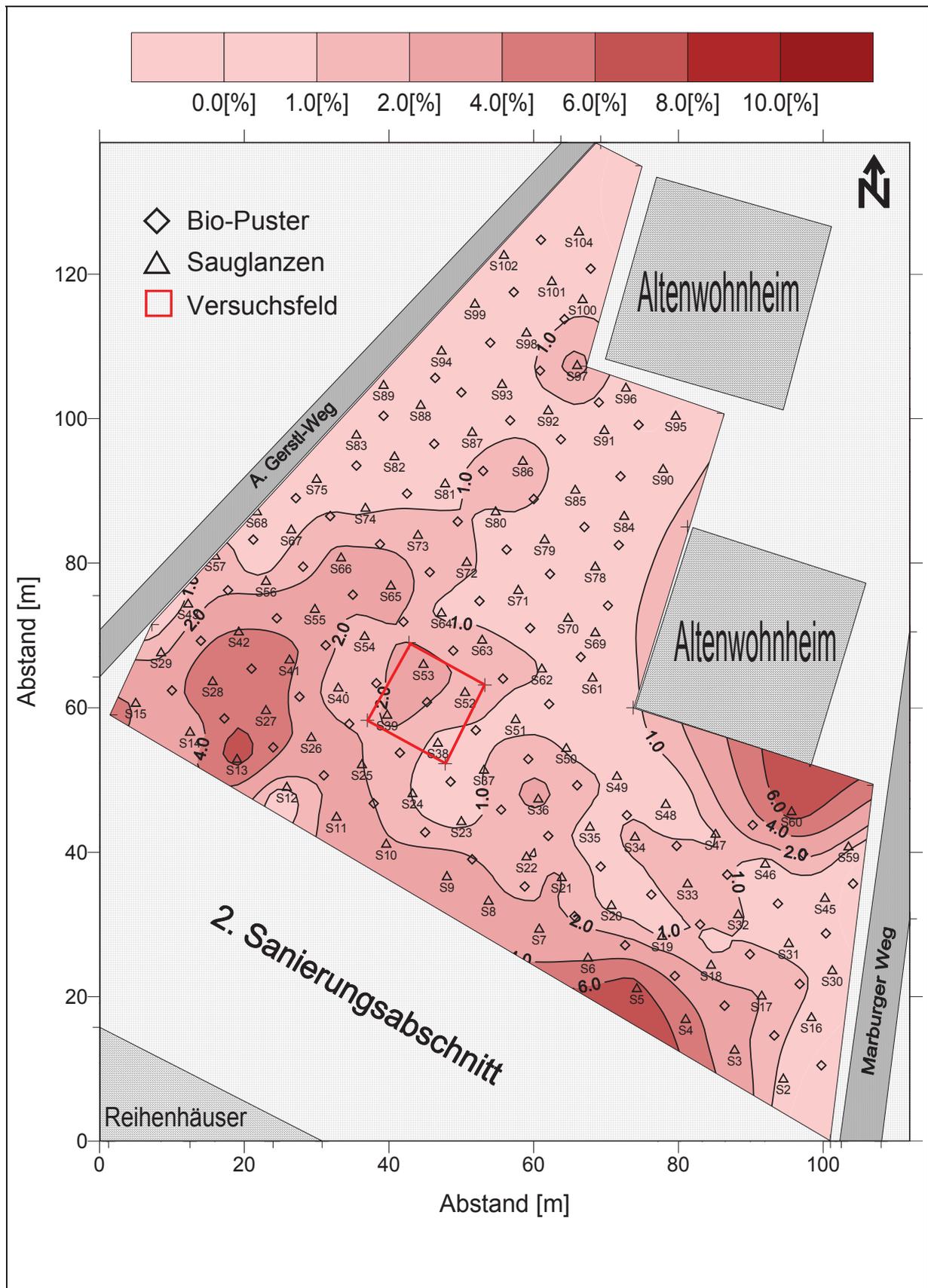
Flächiger Verlauf der Bodenlufttemperatur am 28.10.1998 (25 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



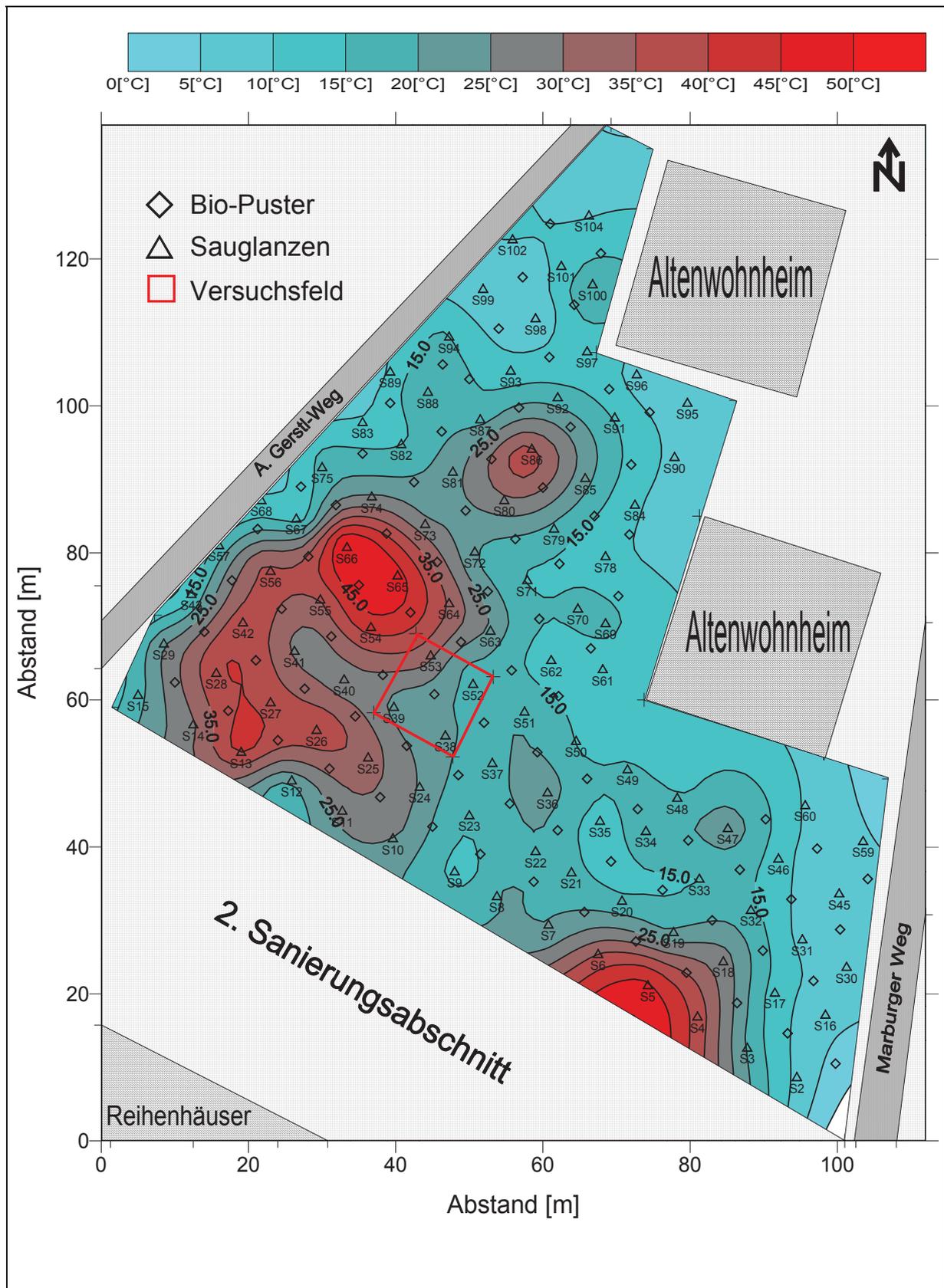
Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 04.11.1998 (26 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



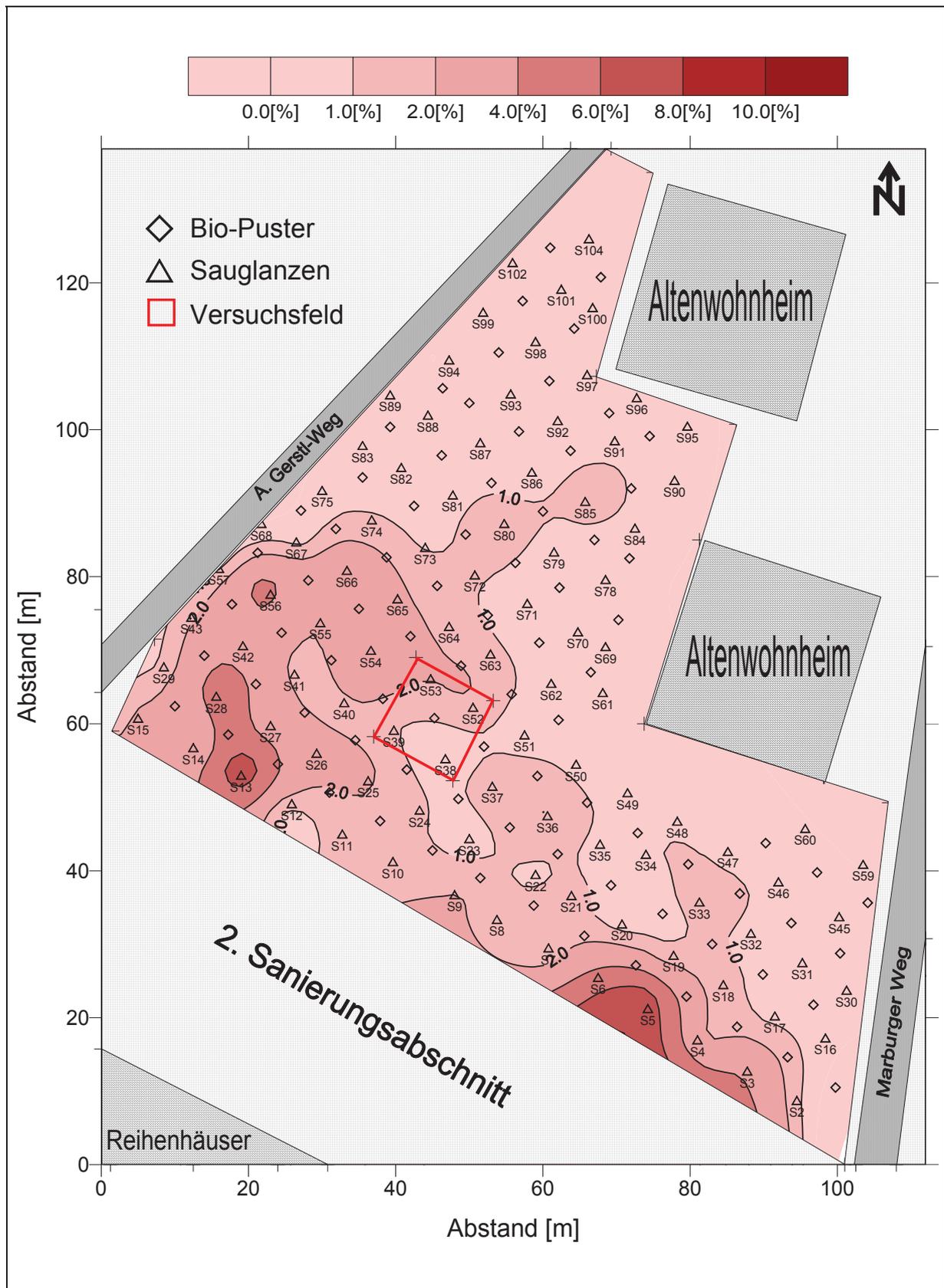
Flächiger Verlauf der Bodenlufttemperatur am 04.11.1998 (26 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



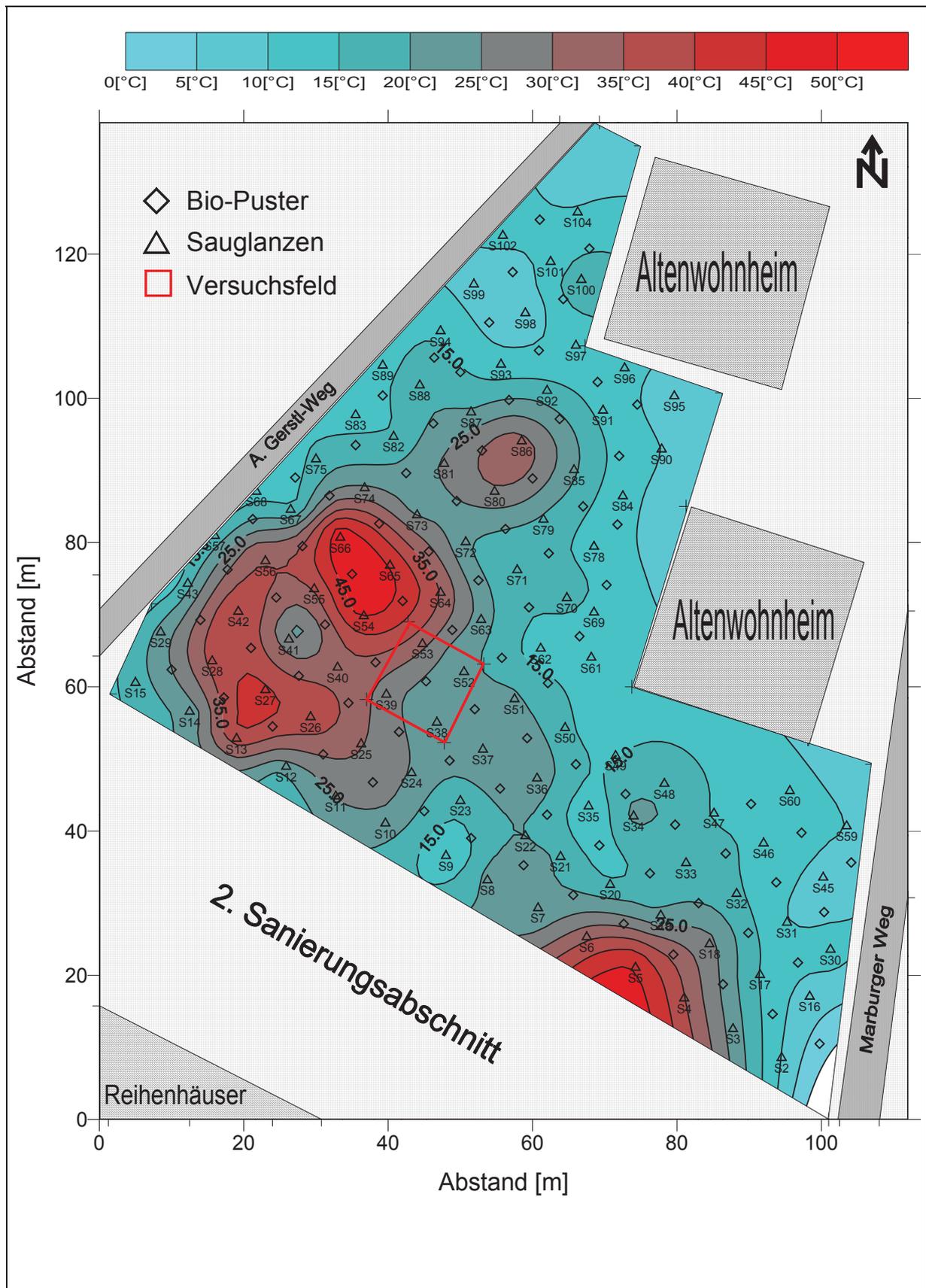
Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 02.12.1998 (30 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



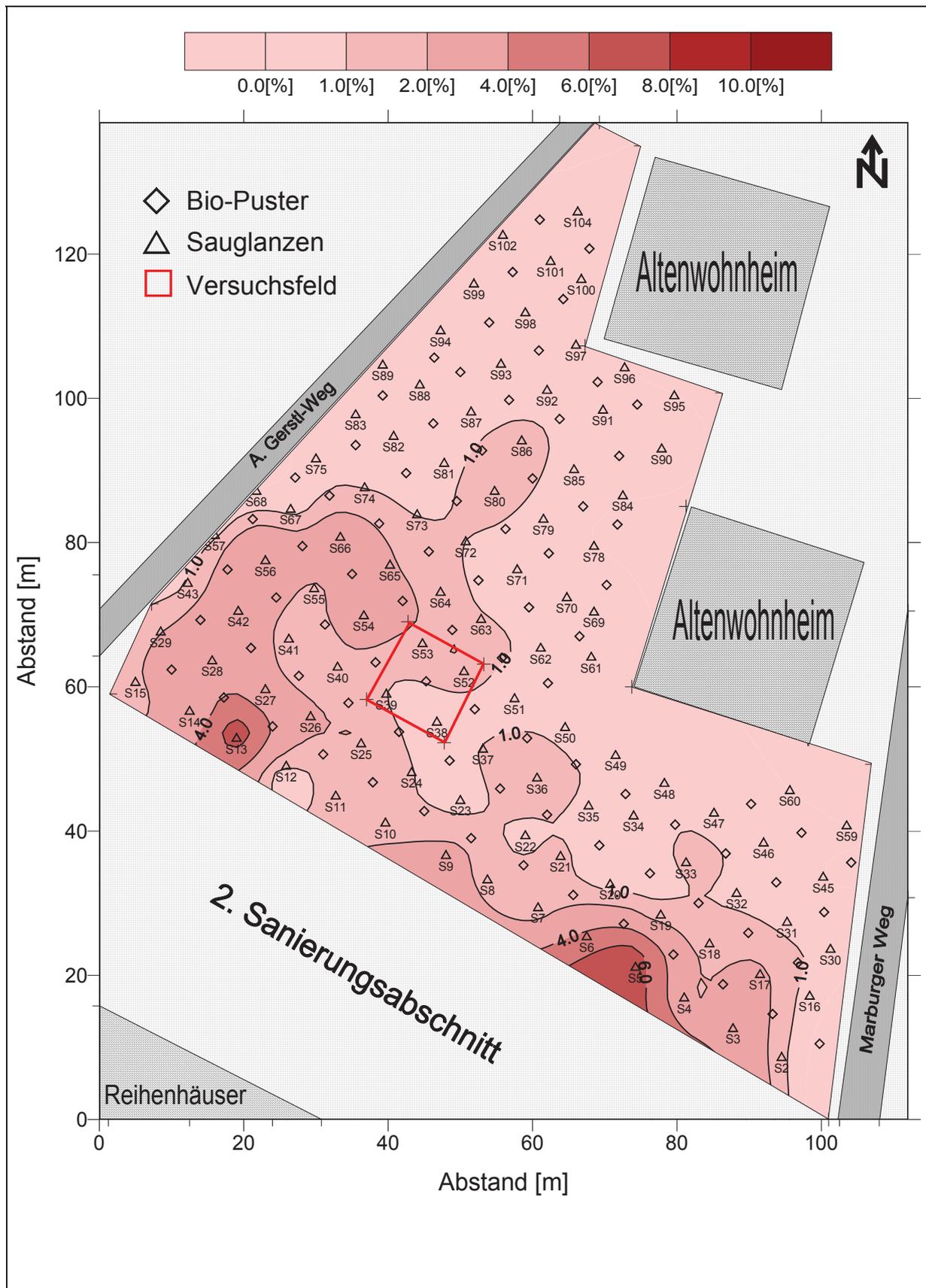
Flächiger Verlauf der Bodenlufttemperatur am 02.12.1998 (30 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



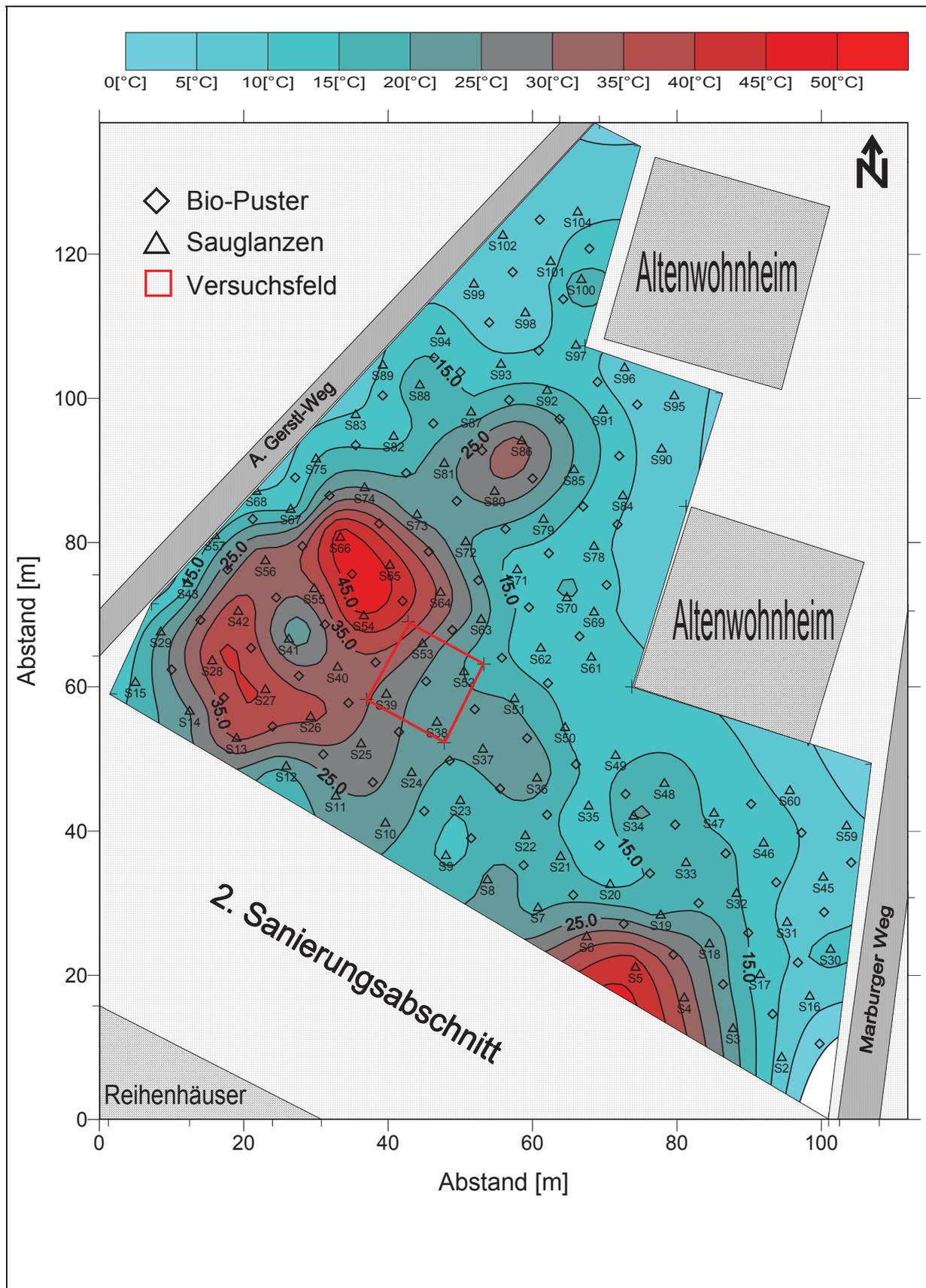
Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 16.12.1998 (32 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



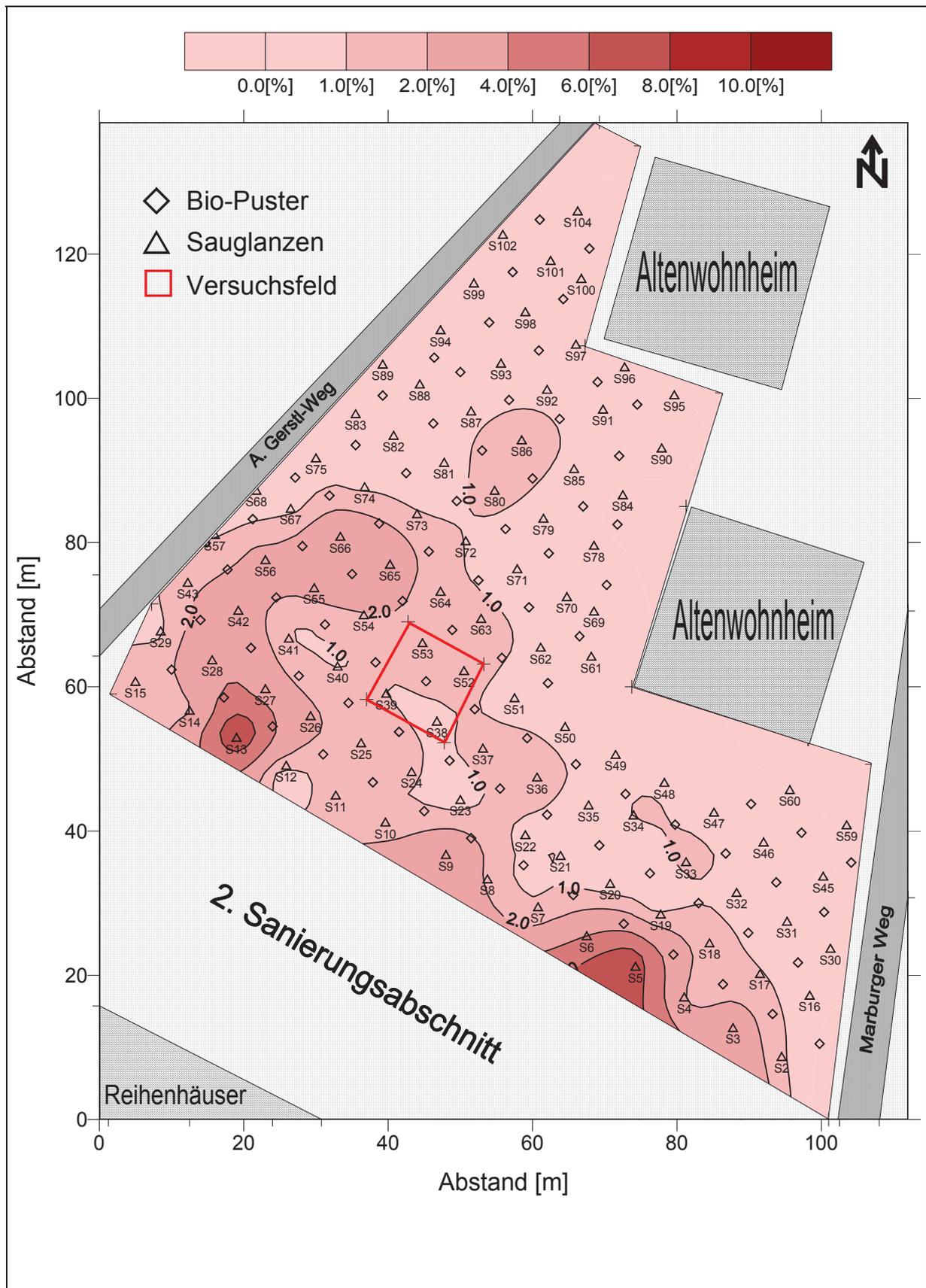
Flächiger Verlauf der Bodenlufttemperatur am 16.12.1998 (32 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



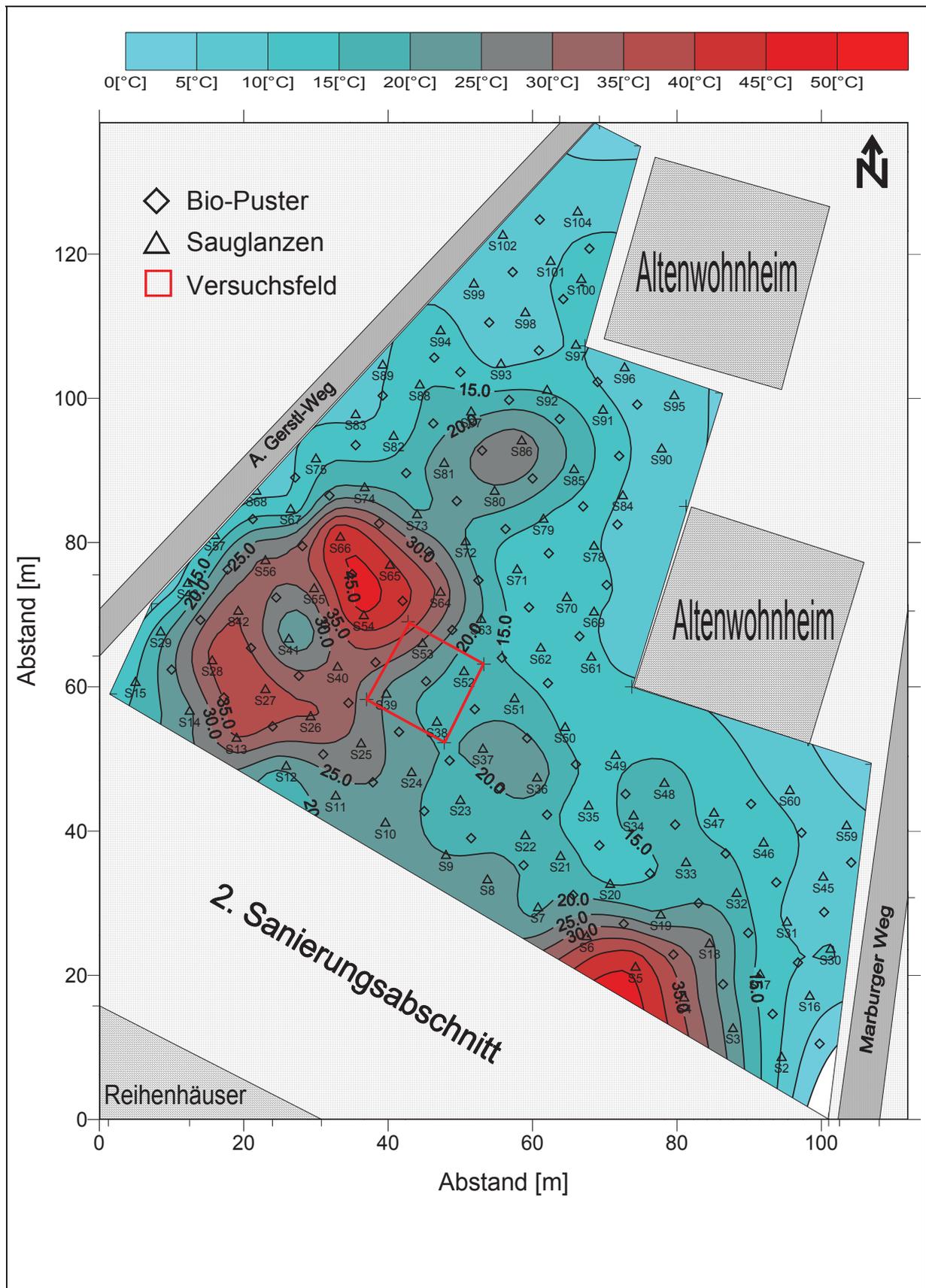
Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 23.12.1998 (33 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



Flächiger Verlauf der Bodenlufttemperatur am 23.12.1998 (33 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



Flächiger Kohlendioxidkonzentrationsverlauf der Bodenluft am 07.01.1999 (35 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach



Flächiger Verlauf der Bodenlufttemperatur am 07.01.1999 (35 Wochen Sanierungsbetrieb) im ersten Sanierungsabschnitt der Altlast ST 11, Feldbach