

Kloos, Norberth-Roland

Vom Fachbereich VI
Geographie/Geowissenschaften
der Universität Trier



zur Verleihung des akademischen Grades
Doktor der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)

genehmigte Dissertation

**Einsatz der geoelektrischen Impedanztomografie zur Untersuchung der
Wasserverteilung in einem Deponiekörper am Beispiel einer Infiltrations-
anlage**

Betreuender und Berichterstatter:

Prof. Dr. J.-F. Wagner
Prof. Dr. G. Rettenberger

Berichterstatter:

Prof. Dr. J. B. Ries

Datum der wissenschaftlichen Aussprache:13.07.2009

Trier 2009

„Das Prinzip aller Dinge ist das Wasser, denn Wasser ist alles und ins Wasser kehrt alles zurück.“

Thales von Milet

Danksagung

Danken möchte ich all den Wegbegleitern, die mich in der Weiterentwicklung meiner Forschung, dieser Arbeit und persönlich während der Erarbeitungszeit maßgeblich unterstützt und angeregt haben. Ohne deren Hilfe wäre diese Dissertation in der vorliegenden Form nicht zustande gekommen.

Frau G. Held danke ich für ihren ausgesprochenen Glauben an mich, der mir auch in schwierigen Phasen viel Kraft gespendet hat.

Speziell gilt mein Dank Herrn Prof. Dr. J. F. Wagner und Herrn Prof. Dr. G. Rettenberger, die als Betreuer stets offen für meine Fragen waren sowie wichtige Anregungen und Informationen beigesteuert haben, wodurch sowohl die Zulassungsarbeit zum Dissertationsverfahren als auch die Dissertation selbst ihre Struktur erhielten.

Weiterhin möchte ich mich bei Herrn W. Görtz sowie bei Herrn R. Schulz und Herrn Dr. T. Fechner für Ihre sachkundige Unterstützung bedanken.

Bedanken möchte ich mich bei meinen Kollegen und den wissenschaftlichen Hilfskräften, die meine Zeit im Lehr- und Forschungsbereich Abfalltechnik der Fachhochschule Trier sowie am Lehrstuhl für Geologie der Universität Trier begleitet und damit einen indirekten Beitrag zu dieser Arbeit geleistet haben.

Auch all denen Personen, die bei der Erstellung dieser Arbeit indirekt beteiligt waren, sei hiermit gedankt.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Aufgabenstellung	15
1.1	Einleitung.....	15
1.2	Vorgehen und Abgrenzungen.....	17
2	Die Deponierung und die Infiltrationstechnik	19
2.1	Negative Auswirkungen organischer Bestandteile auf den Deponiekörper	20
2.2	Relevante Vorgänge und Einflussfaktoren im Deponiekörper	21
2.3	Verfahren zur Stabilisierung der Abfallablagerungen.....	25
2.4	Erläuterungen zur Infiltrationstechnik auf Deponien	28
2.4.1	Ziele der Wasserinfiltration	28
2.4.2	Rechtliche Situation	29
2.4.3	Infiltrationssysteme	30
2.4.4	Überblick über die Realisierung von Wasserinfiltrationen in Deutschland	33
2.4.5	Vorstellung der Wasserbewegung im Deponiekörper.....	36
2.4.6	Nachweis der Effizienz einer Infiltrationsanlage	38
3	Grundlagen der geoelektrischen Impedanztomografie	43
3.1	Messverfahren und Messablauf.....	45
3.2	Bildrekonstruktionsverfahren	49
3.3	Inversionsrechnung	49
4	Untersuchungen auf der Deponie Leppe	52
4.1	Zentraldeponie Leppe.....	52
4.2	Eingesetztes Messgerät, Elektrodenprofile und Elektrodenkonfiguration im Untersuchungsgebiet.....	54
4.3	Ablauf der ersten Messkampagne	55
4.4	Ablauf der zweiten Messkampagne	58
4.5	Ablauf der dritten Messkampagne	59
5	Bearbeitung der Messdaten und Darstellung	61
5.1	Eingesetzte Inversionssoftware und gewählte Inversionsparameter ...	61
5.2	Darstellung zur Erfassung der Auswirkungen der Infiltration mittels der Prozessquotiententomografie	63
5.3	Datenbereinigung	68
5.4	Weitere Bereinigungen der Daten vor der Darstellung in den Tomogrammen	68
6	Ergebnisse und Diskussion	72
6.1	Modellbetrachtungen	72
6.2	Messkampagne 1	81

6.2.1	Unterschiede zwischen Nichtinfiltration und definierten Infiltrationsversuchen	82
6.2.2	Auswirkungen des Infiltrationsmediums.....	85
6.2.3	Auswirkungen der Infiltrationsmenge.....	88
6.2.4	Reproduzierbarkeit des Infiltrationsversuches	91
6.2.5	Diskussion	92
6.3	Messkampagne 2	94
6.3.1	Messungen 12 bis 14.....	94
6.3.2	Diskussion	97
6.4	Messkampagne 3	99
6.4.1	Messungen 16 bis 19.....	99
6.4.2	Diskussion	104
7	Schlussfolgerungen und Ausblick.....	105
8	Zusammenfassung.....	109
	Literaturverzeichnis	113
	Lebenslauf und beruflicher Werdegang.....	119
	Anhang A	A-1
	Anhang B	A-11

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Überblick über mögliche Reaktionen in einer Hausmülldeponie (nach Elling 1985).....	22
Abb. 2:	Substrate und Bakteriengruppen des anaeroben Abbaus (nach Heyer 2003).....	24
Abb. 3:	Prinzip der Infiltrationssysteme.....	32
Abb. 4:	Bundesländerbezogene Infiltrationen - untergliedert in frühere, derzeitige und geplante Infiltrationsmaßnahmen (Rettenberger & Kloos 2005).....	34
Abb. 5:	Überblick über die eingesetzten Infiltrationsarten in Prozent (Rettenberger & Kloos 2005).....	35
Abb. 6:	Bildung von bevorzugten Wasserwegsamkeiten und Wasserstaus in einer Mülldeponie.....	38
Abb. 7:	Prinzip der Widerstandsmessung mit einer Vierpunkt-Anordnung (angelehnt an Knödel et al. 2005).....	44
Abb. 8:	Gebräuchliche Anordnungen für geoelektrische Oberflächenmessungen mit den zugehörigen Konfigurationsfaktoren (nach Dietrich 1999).	46
Abb. 9:	Prinzip der Sondierung (nach GGU 2006).....	47
Abb. 10:	Messprinzip der Widerstandskartierung (verändert nach GGU 2006).....	48
Abb. 11:	Messprinzip der Widerstandssondierungskartierung (nach GGU 2006).....	48
Abb. 12:	Schematische Darstellung der Inversionsrechnung (nach Gößling 2004).....	51
Abb. 13:	Ausschnitt der Zentraldeponie Leppe mit Lage der Untersuchungsgebiete 1 und 2 sowie der dazugehörigen Infiltrationsfelder (IF 1, IF 2, IF 3, IF 7 und IF 11).....	52
Abb. 14:	Prinzip der Infiltrationsfelder auf der Deponie Leppe.....	53
Abb. 15:	Zweidimensionaler Schnitt durch das Untersuchungsgebiet 1 unterhalb der Elektrodenauslage mit der Position der Elektroden und Infiltrationsfelder.....	54
Abb. 16:	Zweidimensionaler Schnitt durch das Untersuchungsgebiet 2 unterhalb der Elektrodenauslage mit der Position der Elektroden und der Infiltrationsfelder.....	54
Abb. 17:	Ablauf der ersten Messkampagne auf der Deponie Leppe.....	56
Abb. 18:	Ablauf der zweiten Untersuchung auf der Deponie Leppe.....	58
Abb. 19:	Ablauf der dritten Untersuchung auf der Deponie Leppe.....	59
Abb. 20:	Regularisierungskriterien, die in die Wichtungsfunktion der iterativen Rückprojektion einfließen.....	62

Abb. 21:	Spezifische Widerstandsverteilung [Ωm] im Untersuchungsgebiet 1 eine Stunde vor der Infiltration	64
Abb. 22:	Spezifische Widerstandsverteilung [Ωm] im Untersuchungsgebiet 1 eine Stunde nach der Infiltration	64
Abb. 23:	Untersuchungsgebiet 1 eine Stunde nach der Infiltration. Skalierung dimensionslos [-].....	66
Abb. 24:	Untersuchungsgebiet 1 eine Stunde nach der Infiltration auf den Maximalwert normiert mit einer prozentualen Skalierung in [%]	66
Abb. 25:	Auswertung und Darstellung der Prozessquotiententomografie am Beispiel der ersten Messung im Untersuchungsgebiet 1. Die Darstellung der gesamten ersten Messung befindet sich in Anhang B.....	67
Abb. 26:	Gesamte Veränderungen 45 Stunden nach einer Infiltration von 10 m^3 Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 2, Färbung der Daten (kleiner als 1) aus der PQT analog zu Kapitel 5.2 (Untersuchungsgebiet 1, Messung 1, Bezugsdatensatz für die PQT: erste Stunde der Messung 1, Skalierung in [%])	69
Abb. 27:	Gesamte Veränderungen 45 Stunden nach einer Infiltration von 10 m^3 Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 2, Färbung der Daten (größer als 1) aus der PQT analog zu Kapitel 5.2 (Messung 1, Bezugsdatensatz für die PQT: erste Stunde der Messung 1, Skalierung in [%])	70
Abb. 28:	Darstellung der Sensitivitätsverteilung der Elektrodenkonfiguration im Untersuchungsgebiet, berechnet durch SensInv2D	71
Abb. 29:	Beispiel der Lage eines $2 \times 2\text{ m}$ großen modellierten Bereiches für die Modellierungsreihe dieses Kapitels	72
Abb. 30:	Darstellung der Lage und Ergebnisse von fünf $2 \times 2\text{ m}$ großen modellierten Bereiche in einer Tiefe von $z = -4\text{ m}$ mit einer Abnahme des ursprünglichen Wertes innerhalb der Bereiche um 40 %	80
Abb. 31:	Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 14 Stunden vor einem Infiltrationsversuch (Messung 0, Bezugsdatensatz für die PQT: erste Stunde der Messung 0, Skalierung in [%])	83
Abb. 32:	Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 45 Stunden nach einem Infiltrationsversuch von 10 m^3 Deponiesickerwasser mit einer elektrischen Leitfähigkeit von $1400\text{ }\mu\text{S/m}$ im Infiltrationsfeld 2 (Messung 1, Bezugsdatensatz für PQT: erste Stunde der Messung 1, Skalierung in [%])	83

Abb. 33:	Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 42 Stunden vor dem vierten Infiltrationsversuch (Messung 3, Bezugsdatensatz für die PQT: erste Stunde der Messung 3, Skalierung in [%])	84
Abb. 34:	Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 47 Stunden nach einem Infiltrationsversuch von 10 m ³ Brauchwasser mit einer elektrischen Leitfähigkeit von 862 µS/m im Infiltrationsfeld 2 (Messung 2, Bezugsdatensatz für die PQT: zweite Stunde der Messung 2, Skalierung in [%])	86
Abb. 35:	Darstellung von Untersuchungsgebiet 1 eine Stunde nach einem Infiltrationsversuch von 10 m ³ Brauchwasser mit einer elektrischen Leitfähigkeit von 862 µS/m im Infiltrationsfeld 2 (Messung 2, Bezugsdatensatz für die PQT: zweite Stunde der Messung 2, Skalierung in [%])	86
Abb. 36:	Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 45 Stunden nach einem Infiltrationsversuch von 10 m ³ Brauchwasser mit einer elektrischen Leitfähigkeit von 500 µS/m im Infiltrationsfeld 2 (Messung 4, Bezugsdatensatz für die PQT: vierte Stunde der Messung 4, Skalierung in [%])	88
Abb. 37:	Aufsummierte Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 45 Stunden nach einem Infiltrationsversuch von 10 m ³ Brauchwasser mit einer elektrischen Leitfähigkeit von 500 µS/m im Infiltrationsfeld 2 (Messung 4, Bezugsdatensatz für die PQT: vierte Stunde der Messung 4, Skalierung in [%]) Färbung der Daten (größer als 1)	88
Abb. 38:	Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 46 Stunden nach einem Infiltrationsversuch von 2 m ³ Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 2 (Messung 5, Bezugsdatensatz für die PQT: erste Stunde der Messung 5, Skalierung in [%])	89
Abb. 39:	Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 46 Stunden nach einem Infiltrationsversuch von 6 m ³ Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 2 (Messung 6, Bezugsdatensatz für die PQT: erste Stunde der Messung 6, Skalierung in [%])	90
Abb. 40:	Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 46 Stunden nach einem Infiltrationsversuch von 10 m ³ Deponiesickerwasser im	

	Infiltrationsfeld 2 (Messung 7, Bezugsdatensatz für die PQT: erste Stunde der Messung 7, Skalierung in [%])	90
Abb. 41:	Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 44 Stunden nach einem Infiltrationsversuch von 10 m ³ Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 2 (Messung 7, Bezugsdatensatz für die PQT: erste Stunde der Messung 7, Skalierung in [%])	91
Abb. 42:	Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 44 Stunden nach einem Infiltrationsversuch von 10 m ³ Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 2 (Messung 8, Bezugsdatensatz für die PQT: erste Stunde der Messung 8, Skalierung in [%])	92
Abb. 43:	Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 44 Stunden nach einem Infiltrationsversuch von 10 m ³ Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 2 (Messung 9, Bezugsdatensatz für die PQT: erste Stunde der Messung 9, Skalierung in [%])	92
Abb. 44:	Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 88 Stunden vor dem 13. Infiltrationsversuch (Messung 12, Bezugsdatensatz für die PQT: erste Stunde der Messung 12, Skalierung in [%]).....	95
Abb. 45:	Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 137 Stunden nach einem Infiltrationsversuch von 10 m ³ Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 2 (Messung 13, Bezugsdatensatz für die PQT: zweite Stunde der Messung 13, Skalierung in [%])	96
Abb. 46:	Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 177 Stunden nach der Infiltration von 10 m ³ Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 2 und 40 Stunden nach der Infiltration von 10 m ³ Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 1 und 3 (Messung 13 und 14, Bezugsdatensatz für die PQT: zweite Stunde der Messung 13, Skalierung in [%])	97
Abb. 47:	Verlauf der Basisabdichtung unterhalb der Elektrodenauslage (rot dargestellt) im Untersuchungsgebiet 1	98
Abb. 48:	Lage der Elektrodenauslage zu den Infiltrationsfeldern IF 7 und IF 11 mit Darstellung der benachbarten Infiltrationsfelder im Untersuchungsgebiet 2.....	99
Abb. 49:	Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 2 von insgesamt 71 Stunden vor dem 17.	

-
- Infiltrationsversuch (Messung 16, Bezugsdatensatz für die PQT: erste Stunde der Messung 16, Skalierung in [%])..... 101
- Abb. 50: Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 2 von insgesamt 143 Stunden nach der Infiltration von 10 m³ Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 7 (Messung 17, Bezugsdatensatz für die PQT: 72. Stunde der Messung 16, Skalierung in [%]). Rote Bereiche markieren Fahnen, die nicht direkt mit dem definierten Infiltrationsversuch der 17. Messung in Verbindung gebracht werden können. 102
- Abb. 51: Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 2 von insgesamt 143 Stunden nach der Infiltration von 10 m³ Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 11 (Messung 18, Bezugsdatensatz für die PQT: 144. Stunde der Messung 17, Skalierung in [%]). Rote Bereiche markieren Fahnen, die nicht direkt mit dem definierten Infiltrationsversuch der 18. Messung in Verbindung gebracht werden können. 102
- Abb. 52: Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 2 von insgesamt 200 Stunden nach der kontinuierlichen Infiltration von Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 7 und 11 (Messung 19, Bezugsdatensatz für die PQT: 144. Stunde der Messung 18, Skalierung in [%]) 103

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Abschätzung zum Erreichen des umweltverträglichen Zustandes von Parametern im Sickerwasser von Deponien (nach Krümpelbeck 1999)	25
Tabelle 2: Maßnahmenkatalog zum Betrieb, zur Stilllegung und zur Nachsorge von Deponien (verändert nach Heyer 2003).	27
Tabelle 3: Ausgabe der RMS-Werte durch SensInv2D mit standardisiertem Abbruchkriterium	63
Tabelle 4: Ergebnisse der ersten Modellierungsreihe mit einer 2 x 2 m großen stufenweise herabgesetzten modellierten Veränderung bei den Koordinaten $x = 0$ und $z = -4$	74
Tabelle 5: Modellierung eines 2 x 2 m großen Bereiches an unterschiedlichen vertikalen Stellen mit einer Abnahme des ursprünglichen Wertes innerhalb des modellierten Bereiches um 99 %	75
Tabelle 6: Modellierung von zwei 2 x 2 m großen Bereichen an unterschiedlichen horizontalen Stellen mit einer Abnahme der ursprünglichen Werte innerhalb der modellierten Bereiche um 40 %	77
Tabelle 7: Modellierung von zwei 2 x 2 m großen Bereichen an unterschiedlichen vertikalen Stellen mit einer Abnahme der ursprünglichen Werte innerhalb der modellierten Bereiche um 40 %	78

Abkürzungsverzeichnis

AOX	Adsorbierbare organische Halogene
BSB ₅	Biologischer Sauerstoffbedarf während 5 Tagen
C _{org.}	Organischer Kohlenstoff
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DepV	Verordnung über Deponien und Langzeitlager
DSR	Deponie-Simulationsreaktor
EIT	Elektrische Impedanztomografie
FDM	Methode der Finiten Differenzen
FEM	Methode der Finiten Elemente
KDB	Kunststoffdichtungsbahn
KrW-/AbfG	Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz
k _f	Durchlässigkeitsbeiwert
NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff
N _{ges.}	Gesamtstickstoff
PQT	Prozessquotiententomografie
RMS	Root Mean Square
TASi	Technische Anleitung Siedlungsabfall
TKN	Kjeldahl-Stickstoff
VwV	Verwaltungsvorschrift

1 Einleitung und Aufgabenstellung

1.1 Einleitung

Die Deponierung: Gesellschaften verursachen Abprodukte, die nicht in den Stoffkreislauf zurückgeführt werden können. Die Definition und der Umgang mit diesen Stoffen sind vom jeweiligen technischen Kenntnisstand, vom kulturellen Verständnis und der Bonität der Gesellschaft abhängig. In Deutschland wird der Umgang mit solchen Abprodukten durch das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG)¹ geregelt. Eine von mehreren Möglichkeiten des gesellschaftlichen Umgangs mit Abfällen ist die Deponierung. Eine „geordnete“ Deponierung stellt für die agierende Gesellschaft technisch betrachtet die einfachste Entsorgungsmöglichkeit dar. Die hierfür erstellten technischen Bauwerke stellen Schadstoffsinken dar und sind damit eine potenzielle Gefahr für die Umwelt.

Das Problem organischer Anteile in Deponien: Wenn Hausmüll unbehandelt deponiert wird, handelt es sich meist um Abfall mit einem hohen organischen Anteil. Die Ablagerung solcher Abfälle war ab dem 1.7.2005 nach der damals geltenden Deponieverordnung (DepV)², bzw. der früher geltenden TASI³, nur noch möglich, sofern die Abfälle die in den genannten gesetzlichen Normen angegebenen Zuordnungswerte einhielten. Bei Hausabfall der deponiert werden soll ist daher eine Vorbehandlung erforderlich. Hauptinteresse ist dabei der Gewinn von Wertstoffen aus dem Abfall und die Vermeidung des organischen Anteils. Im Deponiekörper bauen Mikroorganismen durch aerobe und anaerobe Prozesse die organischen Bestandteile ab, wobei die anaeroben Abbauprozesse überwiegen. Die Aktivität der biologischen Umsetzungsprozesse wird hauptsächlich durch den Wassergehalt bestimmt. Um das Sickerwasser unbehandelt in den Vorfluter ablassen zu können, vergehen meist mehrere Jahrhunderte, bis die gesetzlichen Grenzwerte unterschritten werden (vgl. Krümpelbeck 1999; Heyer 2003). Der Abfall erfährt in Deponien von vor 2005 (Altdeponien) keine Umwälzung oder Durchmischung, sodass der Nähr-

¹ Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen. 27.09.1994 (BGB 1: 2705).

² Verordnung über Deponien und Langzeitlager und zur Änderung der Abfallablagerungsverordnung. 10.07.2002 (BGB 1: 2807); zwischenzeitlich aufgehoben und durch Artikel 1 der Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts vom 27. April 2009 ersetzt, der am 16. Juli 2009 in Kraft getreten ist.

³ TASI: Dritte allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz. Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen (TA Siedlungsabfall). Band Nr. 99a vom 29.05.1993.

stofftransport ausschließlich über die Wasserbewegung erfolgt. Diese Problematik wurde erst in den letzten Jahren erkannt und steht damit im weltweiten öffentlichen Interesse.

Stillstand der Umsetzungsprozesse durch Wassermangel: Durch Umsetzungsprozesse entsteht unter anderem Methan, das sich negativ auf den globalen Treibhauseffekt auswirkt. Durch die Infiltration von H₂O auf Deponien kann ein deutlicher Beitrag zur Verringerung des klimaschädlichen Gasausstoßes geleistet werden. Deponien emittieren jährlich genauso viel klimaschädliches Methan wie etwa ein Viertel aller Pkws in Deutschland im gleichen Zeitraum (Butz 1997). Durch die kontrollierte Erfassung und Nachbehandlung der Deponiegase während der Ablagerungs-⁴ beziehungsweise Nachsorgephase⁵ können die oben genannten klimaschädlichen Gase um den Faktor 25 (Forster et al. 2007) verringert werden. Die Erfahrungen zeigen, dass nach der Aufbringung der Oberflächenabdichtung bei Altdeponien eine Austrocknung des abgelagerten Abfalls stattfindet. Die Verminderung des Wassergehalts innerhalb des Deponiekörpers führt zu einer Verschiebung der Umsetzungsprozesse auf unbestimmte Zeit. Sollten bedingt durch Alterungsprozesse in Zukunft die Dichtungssysteme versagen, ist mit einem Wassereinbruch in den Deponiekörpern zu rechnen. Dadurch würden alle durch Wassermangel zum Stillstand gekommenen Prozesse reaktiviert werden. Innerhalb der Betriebs- beziehungsweise Nachsorgephase einer Deponie befindet sich Personal vor Ort, das Gegenmaßnahmen einleiten kann, um diesen Vorgängen entgegen zu wirken. Der Deponiekörper sollte schon während des überwachten Zeitraumes in einen stabilisierten Zustand überführt werden. Durch die Stabilisierung wird die Aufgabe der Entsorgung nachhaltig beeinflusst und nicht auf nachfolgende Generationen verlagert. Eine mögliche technische In-situ⁶-Beeinflussung von Altdeponien mit hohem organischen Anteil ist die gezielte Infiltration von Wasser.

Die gezielte Infiltration von Wasser: Nach der Umsetzung der EU-Richtlinie in Form der Deponieverordnung ist es erlaubt, eine Wasserinfiltration in den Deponiekörper unter Zuhilfenahme technischer Hilfsmittel vorzunehmen. Solange Dichtungs- und Entwässerungssysteme intakt sind, sollen die technischen Infiltrationssysteme gewährleisten, dass der Deponiekörper homogen durch-

⁴ Zeitraum von der Abnahme der für den Betrieb einer Deponie oder eines Deponieabschnittes erforderlichen Einrichtungen durch die zuständige Behörde bis zu dem Zeitpunkt, an dem die Ablagerung von Abfällen zur Beseitigung beendet wird. § 2 Abs. 2 der Deponieverordnung (DepV).

⁵ Zeitraum nach der endgültigen Stilllegung einer Deponie oder eines Deponieabschnittes bis zu dem Zeitpunkt, zu dem die zuständige Behörde nach § 36 Abs. 5 des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes den Abschluss der Nachsorge der Deponie feststellt. § 2 Abs. 28 der Deponieverordnung (DepV).

⁶ „An Ort und Stelle“.

feuchtet wird. Durch die homogene Durchfeuchtung wird erwartet, dass alle Umsetzungsprozesse optimal und intensiv ablaufen. Da sich die Deponien in ihren standortspezifischen Eigenschaften unterscheiden und zudem inhomogene Strukturen beinhalten, ist ohne weiterführende Untersuchungen eine Steuerung der Infiltrationsanlage bezogen auf die homogene Durchfeuchtung nicht möglich. Für die Infiltrationstechnik auf Deponien ist bis heute kein geeignetes Untersuchungswerkzeug bekannt. Jede Infiltrationsmaßnahme auf Deponien wird zurzeit nach dem Blackbox-Prinzip durchgeführt. Daher ist es nahe liegend, die homogene Durchfeuchtung von Infiltrationsanlagen zu untersuchen, um den Infiltrationsablauf zu optimieren und diesen präzise zu steuern. Innerhalb der Deponietechnik ist die Infiltrationstechnik umstritten. Dabei wird meist bestritten, dass die Infiltrationsmaßnahmen die erwünschten Wirkungen erreichen. Unter anderem wird die Vorstellung von Hauptwasserwegsamkeiten im Deponiekörper angeführt. Diese sollen sich negativ auf die homogene Durchfeuchtung auswirken.

Mögliche Untersuchungsmethoden: Standortspezifische Eigenschaften, die die Wasserverteilung unterhalb einer Infiltrationsanlage beeinflussen, lassen sich zum Teil durch Modellierung theoretisch nachkonstruieren. Durch das meist große Informationsdefizit der Parameter, die für die Modellierung benötigt werden, stellt ein Modellansatz eine Variante mit großer Ungenauigkeit dar. Alternativ ist denkbar, eine direkte Momentaufnahme der Verhältnisse im Deponiekörper durch Bohrungen zu gewinnen. Großer Nachteil dieser Alternative ist jedoch die Schaffung neuer Wasserwegsamkeiten, die anschließend direkte Auswirkungen auf beziehungsweise Verfälschungen der Untersuchung zur Folge haben. Somit können diese zwei genannten möglichen Untersuchungsmethoden nur mit großem technischen Aufwand beziehungsweise hoher Ungenauigkeit eingesetzt werden, um die Probleme der Infiltrationstechnik bezogen auf die Untersuchung einer homogenen Durchfeuchtung zu untersuchen.

Eine weitere Möglichkeit bieten geophysikalische Untersuchungsmethoden, die nahezu zerstörungsfrei angewendet werden können. Somit lässt sich beispielsweise mittels der geoelektrischen Impedanztomografie die Leitfähigkeitsstruktur im Inneren einer Deponie durch Messung von Spannungen und Strömen auf der Oberfläche nachvollziehen. Wenn nun eine Korrelation zwischen Veränderung der Widerstände und dem Wasser im Deponiekörper gebildet wird, ist es möglich, Aussagen über die Effizienz der Infiltrationsanlage zu tätigen.

1.2 Vorgehen und Abgrenzungen

Die vorliegende Arbeit soll einen Beitrag zur Infiltrationstechnik auf Deponien leisten. Dabei stand die Wirkung der Infiltrationsmaßnahmen auf den Deponiekörper im Vordergrund. Deponiebetriebe benötigen diesbezüglich Informationen

über die Wasserverteilung in Deponien, um Infiltrationsanlagen zu dimensionieren und zu betreiben. Nachdem durch Vorarbeiten eine theoretische und praktische Übersicht zur Infiltrationstechnik in Deutschland erstellt wurde, ergab sich, wie in der Einleitung beschrieben, die Notwendigkeit, geeignetes Überprüfungswerkzeug zu suchen, das die Effektivität von Infiltrationsanlagen mit einfachen und kostengünstigen Mitteln nachweisen kann. Dadurch entstand folgende zentrale Fragestellung dieser Arbeit:

Ist die Wasserverteilung in einem Deponiekörper nach einer Infiltrationsmaßnahme mittels der geoelektrischen Impedanztomografie und einer an der Oberfläche angeordneten Elektrodenauslage nachweisbar und die durchgeführte Infiltrationsmaßnahme beurteilbar beziehungsweise optimierbar?

Neben der Erstellung eines Gesamtüberblicks über die theoretischen und praktischen Gesichtspunkte der Infiltrationstechnik und Gleichstrom-Geoelektrik ist eine methodische Geländeuntersuchung durchgeführt worden. Diese Untersuchung ist an einer ausgesuchten Infiltrationsanlage auf einer Deponie durchgeführt worden. Hierbei wurde unter Deponiebedingungen überprüft, ob und wie die Sickerwasserströme mittels der geoelektrischen Impedanztomografie analysiert werden können. Die einzelnen Hauptabschnitte der durchgeführten Arbeit können wie folgt beschrieben werden:

1. Literaturteil I, theoretischer Hintergrund der Infiltrationstechnik auf Deponien (vgl. Kapitel 2)
2. Literaturteil II, theoretischer Hintergrund des eingesetzten geophysikalischen Messverfahrens (vgl. Kapitel 3)
3. Praktischer Teil, Beschreibung der durchgeführten Untersuchungen im Untersuchungsgebiet und deren Rahmenbedingungen (vgl. Kapitel 4)
4. Auswertungsteil I, Beschreibung der entwickelten Auswertungs- und Darstellungsalgorithmen für die Auswertung der Messdaten (vgl. Kapitel 5)
5. Auswertungsteil II, Anwendung der Auswertungs- und Darstellungsalgorithmen an den Messdaten und deren Interpretation (vgl. Kapitel 6)
6. Auswertungsteil III, Zusammenfassungen und Schlussfolgerungen (vgl. Kapitel 7 und Kapitel 1)

2 Die Deponierung und die Infiltrationstechnik

Mit dem Anwachsen der Abfallmengen im 20. Jahrhundert wurde es für Städte und Gemeinden in Deutschland immer schwieriger, geeignete Orte zur Ablagerung zu finden. Bedingt durch die Folgen des wirtschaftlichen Aufschwungs und die veränderten Lebensgewohnheiten schufen die Entsorger schließlich bis zu Beginn der 70er-Jahre etwa 50.000 „wilde“ Müllkippen und Deponien. Diese Ablagerungshalden, die meist ohne besondere Schutzmaßnahmen und ohne Rücksicht auf Verunreinigung der Umwelt betrieben wurden, stellten eine Belästigung und Gefahr für die Bevölkerung dar. Mit der Einführung des Abfallbeseitigungsgesetzes im Jahre 1972, das die ersten technischen Anforderungen an eine Deponierung stellte, wurden die Grundlagen für eine moderne Deponietechnik geschaffen (Drees 2000).

Die heute betriebenen Deponien unterscheiden sich gravierend von der ersten Deponiegeneration - bedingt durch die technische Entwicklung. Innerhalb der letzten Jahrzehnte nahm die Anzahl der Standorte von etwa 50.000 auf 361⁷ Siedlungsabfalldeponien in Deutschland ab.

Mit der Zentralisierung und der technischen Entwicklung wuchsen auch die Erkenntnisse über den direkten und zeitlichen Einfluss der Deponien auf die Umwelt. Damit die Umgebung einer Deponie nicht kontaminiert wird, verfolgt man seit der Einführung der TASI das Prinzip der Abkapselung. Hierbei wird sowohl eine Basisabdichtung als auch eine nach der Beendigung der Ablagerung zu installierende Oberflächenabdichtung vorgeschrieben. Weiterhin werden sowohl Sickerwasser als auch Methanemissionen aufgefangen und behandelt.

Seit dem 01.06.2005 ist von Gesetzes wegen eine „neue Generation“ von Deponien in Betrieb:⁸ Abfälle dürfen nur noch dann deponiert werden, wenn sie vorbehandelt worden sind oder die Ablagerungskriterien der Deponieverordnung erfüllen. Hauptinteresse ist dabei die anteilige Verminderung der organischen Bestandteile und die Gewinnung von Wertstoffen aus dem Abfall. Alle Bemühungen sollen zu einer „nachsorgefreien“ Deponie⁹ führen.

Innerhalb der Betriebs- und spätestens der Nachsorgephase muss das Ziel eines stabilen und emissionsfreien Deponiezustands soweit wie möglich er-

⁷ Stand: 2005 (Rettenberger & Kloos 2005).

⁸ Somit muss hier unterschieden werden zwischen Deponien vor und nach dem 01.06.2005.

⁹ „Die nachsorgefreie Deponie (der Begriff ‚Deponie‘ wird hier verallgemeinert genutzt, er schließt daher die Begriffe ‚Altdeponie‘ und ‚Altablagerung‘ mit ein) weist theoretisch einen stabilen, emissionsfreien Zustand auf, der sich im Gleichgewicht mit seiner Umgebung befindet. Kontroll- und Wartungsmaßnahmen sind weder gegenwärtig noch zukünftig nötig“ (Heyer 2003: 3).

reicht werden, da für die geplante Deponierung nur begrenzte Finanzmittel zur Verfügung stehen. Betreiber von Deponien bilden in der Praxis Rücklagen für die Nachsorgephase von Deponien.

Hauptziel der nachsorgefreien Deponie ist, dass keinerlei Umweltrisiken von den Deponien ausgehen, selbst wenn alle technischen Maßnahmen wie Oberflächen- oder Basisabdichtung versagen sollten. Dies gilt auch für Altdeponien und Abtlagerungen, die meist keine technischen Schutzmaßnahmen besitzen. Um eine Deponie in einen umweltverträglichen Zustand zu überführen, ist es notwendig, den Anteil der mobilisierbaren Schadstoffe im Deponiekörper so weit wie möglich zu reduzieren. Durch den herkömmlichen Betrieb von Siedlungsabfalldeponien lässt sich das Ziel der nachsorgefreien Deponie in Zeitmaßstäben von Jahrzehnten nicht erreichen. Wenn es nicht möglich ist, diesen nachsorgefreien Zustand „inert¹⁰ Deponiekörper“ zu erreichen, so sollten alle Maßnahmen zu einem nachsorgearmen Zustand „stabilisierter¹¹ Deponiekörper“ führen (Heyer 2003).

Durch die Abkapselung und Reduktion des organischen Stoffanteils im Abfall in Folge der Deponieverordnung wird erwartet, dass zukünftige Deponien den Zustand der nachsorgearmen Deponie erreichen werden.

2.1 Negative Auswirkungen organischer Bestandteile auf den Deponiekörper

Werden Siedlungsabfälle unbehandelt deponiert, handelt es sich meistens um Abfall mit hohen organischen Anteilen.

Die organischen Abfallstoffe bestimmen durch mikrobiologische Prozesse die Abbau- und Stabilisierungsvorgänge in der Deponie. Diese mikrobiologischen Prozesse führen zu den wesentlichen Emissionen der Deponiegasproduktion und den Stoffaustrag über das Sickerwasser einer Siedlungsabfalldeponie. Folglich kann eine Deponie mit organischem Anteil als ein Bioreaktor mit hohem Feststoffgehalt betrachtet werden. Die Abfälle, das Substrat, unterliegen keiner Umwälzung oder Durchmischung, sodass der Nährstofftransport ausschließlich über die wässrige Phase erfolgt. Auch für die Nährstoffaufnahme der Mikroorganismen wird Wasser benötigt, da nur molekular gelöste Stoffe durch die Zellwand von Mikroorganismen aufgenommen werden können (Heyer 2003). Die biologischen Umsetzungsprozesse werden somit hauptsächlich vom

¹⁰ „Eine Inertisierung führt zu biologisch, chemisch und physikalisch derart reaktionsträgen Stoffen, dass Wechselwirkungen mit der Umwelt weitgehend ausgeschlossen sind“ (Heyer 2003: 1).

¹¹ „Eine Stabilisierung unterbindet dagegen für einen technisch überschaubaren Zeitraum Umsetzungs- und Lösungsreaktionen“ (Bilitewski & Heilmann 1994).

Wassergehalt bestimmt und können bis zum Erreichen der Grenzwerte im Sickerwasser mehrere Jahrhunderte (vgl. Tabelle 1) dauern.

Um den Zustand der nachsorgefreien Deponie zu erreichen, müssen die Wechselwirkungen zwischen Wasser und organischen Stoffen im Deponiekörper unterbunden werden. Diese Erkenntnis wurde mit der Einführung von Basisabdichtungssystemen berücksichtigt. Mit der Abkapselung der Deponie von der Umgebung können einerseits die Emissionen durch das Entwässerungssystem und Gaserfassungssystem kontrolliert aufgefangen werden, andererseits wird das Eindringen von zusätzlichem Wasser in den Deponiekörper verhindert.

Die Erfahrungen zeigen, dass nach der Aufbringung der Oberflächenabdichtung eine Austrocknung des abgelagerten Abfalls stattfindet und die Gasproduktion zum Erliegen kommt. Dies lässt sich auch anhand niedrigerer Gasbildungsraten von Deponien mit geringerem Niederschlagseintrag oder vergleichsweise trocken abgelagertem Abfall beobachten (Hupe et al. 2002). Als Konsequenz hieraus folgen eine Verminderung des Wassergehaltes innerhalb des Deponiekörpers und eine zeitliche Verschiebung der Umsetzungsprozesse auf unbestimmte Zeit.

Ein weiterer negativer Prozess, der durch organische Stoffe im Deponiekörper hervorgerufen wird, sind die ungleichmäßigen Setzungen des Deponiekörpers. Durch den Abbau der organischen Substanzen und dem damit verbundenen Masseverlust findet innerhalb der Abfallmatrix eine ungleichmäßige Volumenverminderung statt. Diese Setzungen und Sackungen können oft bis zu 40 Prozent (Kölsch 1994) der Einlagerungshöhe erreichen. Die lokalen Setzungen der Matrix führen außerdem zu Rissen innerhalb der Oberflächenabdichtung. Die damit neu entstandenen Leckagen lassen Wasser in den Deponiekörper. Wenn Dichtungssysteme bedingt durch Alterungsprozesse beziehungsweise Setzungen zu einem späteren Zeitpunkt versagen, ist also mit einem erneuten Wassereintritt innerhalb des Deponiekörpers zu rechnen. Somit würden alle durch Wassermangel zum Stillstand gekommenen Prozesse reaktiviert werden.

Bei der Einführung der Deponieverordnung wurden diese Befürchtungen mitberücksichtigt. Durch die Ausschleusung der organischen Stoffe vor der Ablagerung können die Prozesse nicht reaktiviert werden.

2.2 Relevante Vorgänge und Einflussfaktoren im Deponiekörper

Eine umfangreiche Zusammenstellung aller relevanten Vorgänge in der Deponie sind unter anderem von Drees (2000), Krümpelbeck (1999) und Heyer (2003) zusammengestellt worden. In dem nachfolgenden Abschnitt werden

hauptsächlich die anaeroben Prozesse und die damit verbundenen Emissionen und Einflussfaktoren beschrieben, da diese zu den wesentlichen Problemen einer Deponie beitragen und für die In-situ-Beeinflussung durch Bewässerungsverfahren relevant sind. Die Ermittlung, Kontrolle und Reduktion der Umwelteinflüsse ist von den Kenntnissen der physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse im Deponiekörper abhängig. Da es sich meistens um ein unbekanntes Gemisch von Stoffen handelt, ist es kaum möglich, diese ablaufenden Prozesse genau zu beschreiben. Erschwerend kommt hinzu, dass sowohl die Milieubedingungen als auch die Lage der Stoffgruppen innerhalb der Abfallmatrix nicht bekannt sind (Heyer 2003). In Abb. 1 sind die möglichen Reaktionen und Prozesse, die in einer Siedlungsabfalldeponie ablaufen, von Elling (1985) nach organischen und anorganischen Verbindungen eingeteilt worden.

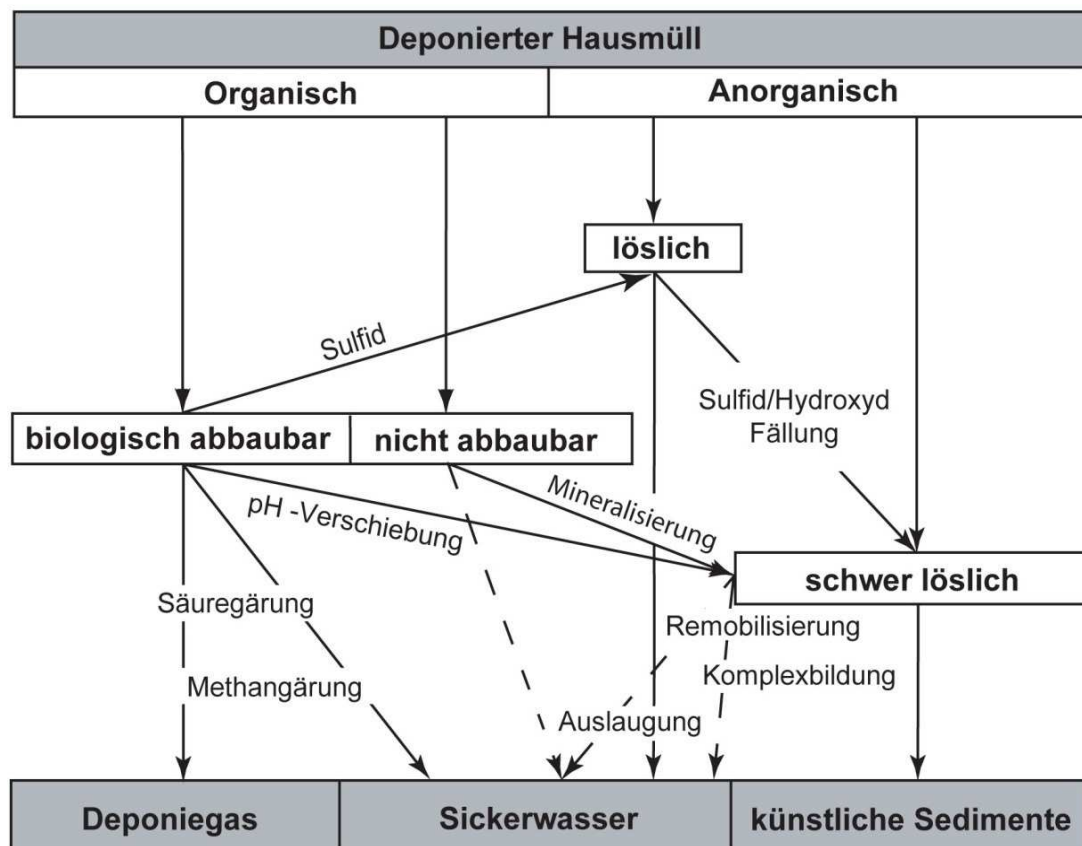


Abb. 1: Überblick über mögliche Reaktionen in einer Hausmülldeponie (nach Elling 1985)

Die biochemische Umsetzung von organischer Substanz unterliegt den natürlichen Stoffkreisläufen und setzt gleichzeitig die Hauptmasse des Abfalls durch biochemische Prozesse mit um. Der organische Anteil an dem gesamten Abfall beträgt nach Stegmann (1990) etwa 35 bis 40 Gewichtsprozent. Im Deponiekörper kann der organische Anteil sowohl aerob als auch anaerob sowie in einer Kombination dieser beiden umgesetzt werden. In den oberflächennahen

Bereichen und auch bei frisch eingebautem Abfall finden hauptsächlich aerobe Umsetzungsprozesse statt (Stegmann 1990). Durch den Einbau des Abfalls mit Kompaktoren wird der Abfall stark verdichtet. Dies hat zur Folge, dass ab einer Tiefe von 1,5 bis 2 Metern organische Stoffe ausschließlich anaerob umgesetzt werden. Die wesentlichen Abbauprozesse finden in verdichteten Deponien somit unter anaeroben Bedingungen statt (Ehrig & Scheelhaase 1995).

Die anaeroben Abbauprozesse sind in vier Schritte untergliedert: Hydrolyse, Acidogenese, Acetogenese und Methanogenese. Diese Schritte wurden nach den im Deponiekörper vorrangig ablaufenden Prozessen und deren Reaktionsprodukten kategorisiert. Innerhalb der anaeroben Prozesse werden die abbaubaren organischen Stoffe zu Methan (CH_4) und Kohlendioxid (CO_2) als Endprodukte im zeitlichen Verlauf umgesetzt. In Abb. 2 werden die Zusammenhänge zwischen den organischen Ausgangsverbindungen und den beteiligten Mikroorganismen und den Abbauprodukten bis zum Methan und Kohlendioxid verdeutlicht.

Die vollständige anaerobe Umsetzung organischer Substanzen zu Methan und Kohlendioxid erfolgt nur, wenn sich ein Gleichgewicht zwischen den Abbauschritten eingestellt hat. In einem einstufigen Anaerobreaktor oder einer Deponie laufen diese Schritte dann parallel nebeneinander ab. Störungen des Gleichgewichts können vor allem durch die Hemmung eines nachfolgenden Abbauschritts hervorgerufen werden. Der dabei entstehende Nährstoffüberschuss kann zur Veränderung einzelner Parameter führen, sodass die Milieubedingungen der nachfolgenden Abbauschritte wiederum gestört werden (Heyer 2003).

Die wesentlichen Einflussfaktoren, welche den anaeroben Abbau in Deponien positiv beziehungsweise negativ beeinflussen, sind nach Heyer (2003) folgende: Wassergehalt, Temperatur, pH-Wert, niedere Fettsäuren (Carbonsäuren), Nähr- und Spurenstoffe, Redoxpotenzial, Sauerstoff, Sulfatgehalt, Kohlendioxid und Salze, Schwermetalle und organische Schadstoffe.

Das Langzeitemissionsverhalten von Deponien wird hauptsächlich durch die Zusammensetzung des Abfalls; die bereits abgeschlossenen, gegenwärtigen und zukünftigen Umbauprozesse und die nachträglichen Veränderungen hinsichtlich Abdichtung, Entgasung, Wasserzufuhr und so weiter bestimmt (Krümpelbeck 1999).

Somit können folgende Emissionen von einer Siedlungsabfalldeponie nach Heyer (2003) erwartet werden:

- Deponiegas
- Sickerwasser

- Oberflächenwasser, gegebenenfalls belastet
- Staub, Geruch, Lärm

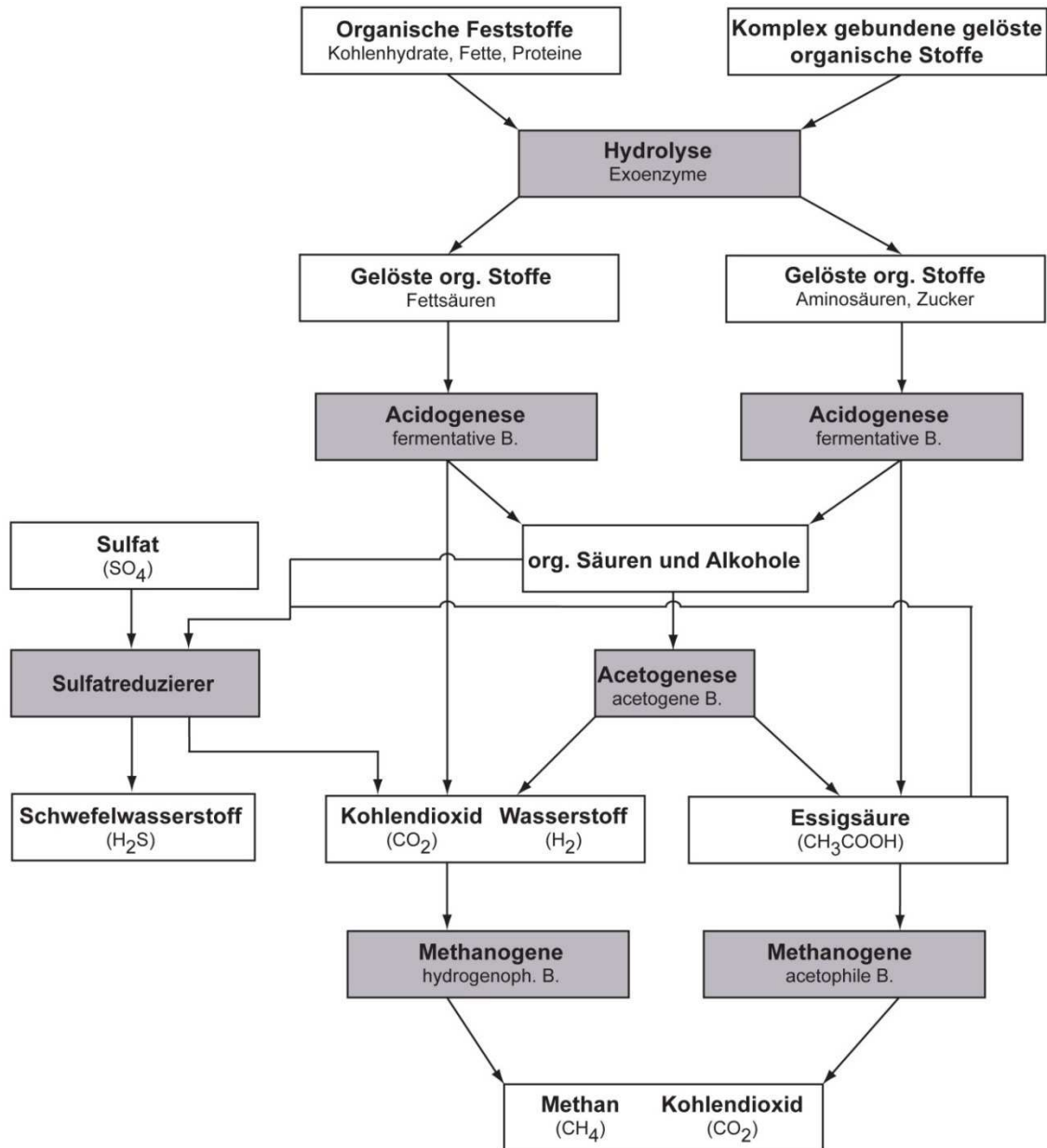


Abb. 2: Substrate und Bakteriengruppen des anaeroben Abbaus (nach Heyer 2003)

Auch nach der Schließung und Rekultivierung einer Deponie ist langfristig mit Deponiegas- und Sickerwasseremissionen zu rechnen. Die kontrollierte Ablagerung von Siedlungsabfällen erfolgt seit etwa 25 bis 30 Jahren; demzufolge können noch keine Beobachtungen über längere Zeiträume an „geordneten“ Deponien zur Beurteilung des langfristigen Verhaltens vorgenommen werden. Daten zum Emissionsverhalten von Deponien, die über einen längeren Zeit-

abschnitt - sowohl im Betrieb als auch gerade nach Betriebsabschluss - Aufschluss geben, wurden erst in den letzten Jahren erhoben und ausgewertet. Bisherige Orientierungsmaße basieren in der Regel auf Laboruntersuchungen und Modellen (Heyer 2003).

Tabelle 1: Abschätzung zum Erreichen des umweltverträglichen Zustandes von Parametern im Sickerwasser von Deponien (nach Krümpelbeck 1999)

Parameter	Grenzwerte	Belevi & Baccini 1989 [Jahre]	Kruse 1994 [Jahre]	Heyer & Stegmann 1997 [Jahre]
C_{org.}	-	500-1700 a	-	-
CSB	200 mg/l*	-	280 a	80 – 360 a
N_{ges.}	70 mg/l*	55-80 a	-	-
TKN		-		120-450 a
NH₄-N		-	815 a	-
Chlorid	100 mg/l°	100-150 a	210 a	90-250 a
AOX	0,5 mg/l*	-	-	30-120 a
Schwermetalle	0,1-2 mg/l*	-	-	-

* Anhang 51 der Rahmenabwasserverordnung (VwV), ° Schweizer Verordnung

Generell muss davon ausgegangen werden, dass 90 Prozent der C-Emissionen bei einer „durchschnittlichen“ Deponie mit der Gasphase emittiert werden (Krümpelbeck 1999). In Tabelle 1 wurde von Krümpelbeck eine Übersicht über die Abschätzungen verschiedener Forscher zu den Zeiträumen bis zum Erreichen von umweltverträglichen Zuständen im Sickerwasser von Deponien aus der Literatur zusammengestellt. Es gilt, die festgelegten Grenzwerte des Sickerwassers beim Einleiten in Deponien im Vorfluter oder in stehenden Gewässern nicht zu überschreiten.

2.3 Verfahren zur Stabilisierung der Abfallablagerungen

Trotz gewisser Unsicherheiten bei der zeitlichen Abschätzung der Emissionen durch DSR-Versuche¹² und Laborversuche muss gefolgert werden, dass eine

¹² Versuche mit einem Deponie-Simulationsreaktor.

Nachsorgedauer von 30 oder 50 Jahren, wie sie von Deponiebetreibern häufig zur betriebswirtschaftlichen Berechnung von Rückstellungen angesetzt wird, bei Weitem nicht ausreicht, um eine Siedlungsabfalldeponie aus der Nachsorge zu entlassen. Dieser Zustand und das Emissionsverhalten von Altablagerungen sind daher nicht hinnehmbar. Der Deponiebetrieb sowie die Sanierung von Altablagerungen sollte derart gestaltet werden, dass sie technisch machbar und wirtschaftlich tragbar werden (Heyer 2003). Mit den dargestellten Problemen der zu erwartenden langfristigen Emissionen von Abfallablagerungen stellt sich die Frage, wie das Emissionsverhalten von Siedlungsabfallablagerungen beeinflusst werden kann, damit Dauer und Umfang von Maßnahmen in der Nachsorge reduziert werden können. Abhängig von den Rahmenbedingungen können in situ zwei Stabilisierungsverfahren eingesetzt werden, um diese Ziele zu erreichen:

- Befeuchtungs- und Bewässerungsverfahren
- Belüftungsverfahren (Heyer 2003)

Denkbar wäre auch der Rückbau einer Deponie beziehungsweise eines Abschnitts mit anschließender Nachbehandlung zur Stabilisierung der Materialien (Bothmann 1997).

Heyer (2003) stellt in seiner Arbeit einen Maßnahmenkatalog zum Betrieb, zur Stilllegung und zur Nachsorge von Deponien vor. Der Zustand der stabilisierten Deponie soll, seinen Ausführungen nach, in einem überschaubaren Zeitraum erreicht werden, wenn unterschiedliche Stabilisierungsverfahren und Sicherungsmaßnahmen kombiniert werden. Tabelle 2 ist nach deponietechnischen Standards und Maßnahmephasen geordnet. Aus der Tabelle wird ersichtlich, wann ein Befeuchtungs- und Bewässerungsverfahren nach Heyer (2003) sinnvoll eingesetzt werden kann¹³.

Aufgrund unterschiedlicher Zielsetzungen müssen die Begriffe „Bewässerung“ und „Befeuchtung“ unterschieden werden. Hupe et al. (2002: 239) definieren diese Begriffe wie folgt: *„Während bei der Befeuchtung nur soviel Wasser in den nicht wassergesättigten Deponiekörper gegeben wird, wie er aufnehmen kann, ohne dass es zu nennenswerten Sickerwasserabflüssen zur Deponiebasis kommt, wird bei der Bewässerung das Wasserhaltevermögen des Deponiekörpers gezielt überschritten, um diesen als Perkolationsreaktor zu verwenden. Bei der Bewässerung dient das Wasser als Transport-, Absorptions- und Extraktionsmedium zur Abreicherung mobilisierbarer Deponie- beziehungsweise Abfallinhaltsstoffe, die in der Sickerwasserbehandlungsanlage extern abgetrennt und reduziert werden“*.

¹³ Die Einordnung der Befeuchtungs- und Bewässerungsverfahren im Ablauf der Maßnahmen ist kursiv und blau gekennzeichnet.

Tabelle 2: Maßnahmenkatalog zum Betrieb, zur Stilllegung und zur Nachsorge von Deponien (verändert nach Heyer 2003).

Deponien mit Basisabdichtung	Deponien ohne Basisabdichtung	Altablagerungen ohne Basisabdichtung
In der Betriebsphase:		-
<ul style="list-style-type: none"> Erfassung und Behandlung des Sickerwassers gemäß Anforderungen des 51. Anhangs AbwV 	<ul style="list-style-type: none"> ggf. Erfassung und Behandlung belasteten Grundwassers 	-
<ul style="list-style-type: none"> <i>Befeuchtung beziehungsweise Bewässerung der abgelagerten Abfälle, soweit Wassergehalte für biologische Abbauprozesse zu gering sind: dadurch Intensivierung anaerober Abbauprozesse und ggf. erhöhter Stoffaustrag über den Wasserpfad</i> 	<ul style="list-style-type: none"> Befeuchtungs- und Bewässerungsmaßnahmen nicht möglich 	-
<ul style="list-style-type: none"> frühzeitige Erfassung des Deponiegases und soweit möglich energetische Verwertung (zum Beispiel Verstromung und Wärmeerzeugung in BHKW) Erfassung und Dokumentation aller Betriebsdaten. Monitoringprogramm für den Wasser- und Gashaushalt sowie Setzungen 		-
In der Stilllegungsphase:		Zur Sanierung:
<ul style="list-style-type: none"> <i>Fortführung der Maßnahmen</i> bei Bedarf Aufbringung einer temporären Oberflächenabdeckung, um den Wasserhaushalt besser steuern zu können und den Gas erfassungsgrad zu steigern (Emissionsschutz) wenn die Gasproduktion soweit nachgelassen hat, dass eine Verwertung oder schadlose Beseitigung zum Beispiel über eine Gasfackel nicht mehr möglich ist: Durchführung der aeroben In-situ-Stabilisierung zur beschleunigten Reduzierung der Restemissionen über den Sickerwasser- und Deponiegaspfad nach Abschluss der aktiven Stabilisierungsmaßnahmen und dem Abklingen der Hauptsetzungen: Aufbringung einer endgültigen Oberflächenabdichtung, die vom Aufbau (Bewuchs, Rekultivierungsschicht, Dränageschicht, Dichtungselemente) an den emissionsarmen Deponiekörper angepasst wird 		<ul style="list-style-type: none"> soweit erforderlich Erfassung und Behandlung belasteten Grundwassers falls möglich Gaserfassung und -verwertung aerobe In-situ-Stabilisierung, ggf. Befeuchtung der Zuluft, wenn Wassergehalt im Deponiekörper zu gering ist nach Abschluss der aeroben In-situ-Stabilisierung: Ertüchtigung der bestehenden oder Aufbringung einer endgültigen Abdichtung
<ul style="list-style-type: none"> Erfassung und Dokumentation aller Abdichtungs- und Stabilisierungsmaßnahmen. Fortführung des Monitoringprogramms 		
In der Nachsorgephase:		
<ul style="list-style-type: none"> Reduzierung des Aufwandes zur Sickerwasserreinigung in Abhängigkeit der vorhandenen Restbelastungen und -volumina Einleitung von Sickerwasser in kommunale Kläranlage bei Erreichen der Anforderungen zur Indirekt-Einleitung Einleitung von Sickerwasser in Vorfluter bei Erreichen der Anforderungen zur Direkteinleitung 	<ul style="list-style-type: none"> Reduzierung des Aufwandes zur Erfassung und Behandlung des Grundwassers in Abhängigkeit der vorhandenen Restbelastungen nach einer Stabilisierung ggf. Einleitung von gering belastetem Grundwasser in kommunale Kläranlage 	
<ul style="list-style-type: none"> Wenn kein freies Gefälle in einer Sickerwasservorflut vorhanden: unmittelbare Versickerung in den Untergrund, wenn das Restemissionspotenzial gering ist und Restfrachten sowie -konzentrationen standortspezifisch festzulegende Anforderungen unterschreiten 		
<ul style="list-style-type: none"> Passive Restgasbehandlung, ggf. über passive Belüftung oder Nutzung der Rekultivierungsschicht der Oberflächenabdichtung zur Methanoxidation 		
<ul style="list-style-type: none"> Unterhaltung der Oberflächenabdichtung und Fortführung des Monitoringprogramms zur Kontrolle des Deponieverhaltens, Anpassung des Umfangs an das Deponieverhalten (Anzahl der Beprobungspunkte, Parameterumfang, Beprobungsintervalle) 		

Neben der kontrollierten Bewässerung existieren auch verschiedene aerobe In-situ-Belüftungsverfahren bei der Sicherung und Sanierung von Altlasten und bei der Deponienachsorge. Dabei wird aktiv oder passiv mit Hoch- oder Niederdruck Luft in den Deponiekörper eingeleitet, um diesen zu stabilisieren. Seit den neunziger Jahren gibt es unterschiedliche Untersuchungen diesbezüglich. Ritzkowski (2005) beispielsweise stellt in seiner Arbeit die Technik der In-situ-Stabilisierung durch Belüftungsverfahren vor.

2.4 Erläuterungen zur Infiltrationstechnik auf Deponien

2.4.1 Ziele der Wasserinfiltration

Mit der kontrollierten Infiltration¹⁴ von Wasser auf Deponien, die nicht mit der Sickerwasserkreislaufführung zu verwechseln ist, wird einerseits versucht, die Umsetzungsprozesse zu beschleunigen und andererseits Kosten zu minimieren. Dabei können folgende Ziele zur Beschleunigung von Umsetzungsprozessen angeführt werden, die meist mittelbar; bisweilen auch unmittelbar zusammenhängen können:

- **Beschleunigte Stabilisierung der abgelagerten Abfälle zur nachhaltigen Reduzierung des Emissionspotenzials der Deponie (Hupe et al. 2002).** Die biologischen Umsetzungsprozesse werden hauptsächlich vom Wassergehalt bestimmt (vgl. Kapitel 2.1). Solange ausreichende Mengen an organischem Material für die mikrobiologischen Umsetzungs Vorgänge in einer Deponie vorhanden sind, werden durch das Eindringen von Wasser sowohl Deponie- als auch Sickerwasseremissionen verursacht. Dies ist zeitübergreifend der Fall und würde auch in ferner Zukunft geschehen, wenn kein Betriebspersonal vor Ort ist, um dem aktiv entgegen zu wirken. Um eine Deponie in einen umweltverträglichen Zustand zu überführen, ist es somit notwendig, den Anteil der mobilisierbaren Schadstoffe im Deponiekörper soweit wie möglich zu reduzieren beziehungsweise zu stabilisieren.
- **Verminderung einer unerwünschten Verzögerung der Reaktionsprozesse im Deponiekörper durch Wassermangel und Austrocknungseffekte (Hupe et al. 2002).** Die Erfahrungen zeigen, dass nach der Aufbringung der Oberflächenabdichtung eine Austrocknung des

¹⁴ „Die ‚kontrollierte Infiltration‘ beschreibt eine von den örtlichen Rahmenbedingungen und technischen Gegebenheiten einer Deponie abhängige überwachbare Verbringung von Infiltrationswasser in Deponiekörper mit Hilfe von technischen Ausrüstungen, die eine Regelung der Dosierung, die mengenmäßige Erfassung der infiltrierten Volumina und die Veränderung der örtlichen Koordinaten Tiefe und Flächenpunkt ermöglicht“ (Peters 2000: 2).

abgelagerten Abfalls stattfindet und die Gasproduktion zum Erliegen kommt (Bräcker 2000). Durch die Wasserinfiltration soll eine Konservierung des Deponiekörpers verhindert werden, sodass sich die Deponiegas- und Sickerwasseremissionen sowie Setzungen des Deponiekörpers in einem überschaubaren Zeitraum eingrenzen lassen.

- **Nutzung des Deponiekörpers als Festbettreaktor zur Verringerung der Sickerwasserbelastung.** Da der Deponiekörper als Bio-Filter beziehungsweise als Schadstoffsенke verwendet wird, kann eine Kostenverminderung bei der Sickerwasseraufbereitung verzeichnet werden. Lautenschlager (2006) hat in einer zweijährigen Untersuchung auf der Deponie Dettendorf und in Säulenversuchen nachgewiesen, dass der Abfallkörper als Schadstoffsенke dienen kann. Dabei wurde Sickerwasserkonzentrat als Infiltrationsmedium verwendet. In der Bilanzierung konnte nachgewiesen werden, dass weniger Schadstoffe an das Sickerwasser abgegeben wurden als durch die Beschickung aufgegeben worden waren.
- **Nutzung des Deponiekörpers, um Sickerwassermengen zu reduzieren.** Die Nutzung der Wasserspeicherkapazität einer Deponie ist nur für eine begrenzte Zeit möglich. Abhängig von den spezifischen Standortbedingungen wird das Problem der Sickerwasserentsorgung zeitlich verschoben, aber nicht gelöst (Schneider 2004).

2.4.2 Rechtliche Situation

Die gesetzlichen Vorgaben zu Befeuchtungs- und Bewässerungsverfahren von Deponien oder Deponieabschnitten mit hohen organischen Anteilen sind in der Deponieverordnung (DepV) beschrieben. Im Gegensatz zur TASI Nr. 10.4.2¹⁵ erlaubt die Deponieverordnung in § 26 Abs. 4, eine Wasserinfiltration auf dem Deponiekörper vorzunehmen:

„Bei Deponien oder Deponieabschnitten nach Absatz 3 soll die zuständige Behörde auf Antrag des Deponiebetreibers zur Beschleunigung biologischer Abbauprozesse und zur Verbesserung des Langzeitverhaltens ergänzend zu den Anforderungen nach den §§ 6 und 9 eine gezielte Befeuchtung durch Infiltration von Wasser oder, abweichend von § 7 Abs. 1 Nr.1, von hausmülldeponietypischem Sickerwasser, eine Belüftung des Abfallkörpers oder eine Kombination der Verfahren zulassen, wenn nachfolgende Mindestanforderungen erfüllt sind:

¹⁵ **TASI Nr. 10.4.2:** „Gefasstes Deponiesickerwasser und Rückstände aus der Sickerwasserreinigung dürfen nicht in den Deponiekörper zurückgeführt werden.“

1. *Bei einer gezielten Befeuchtung durch Infiltration*
 - a. *wird anfallendes Sickerwasser gefasst,*
 - b. *werden Maßnahmen zur aktiven Fassung von Deponiegas und zur weitgehenden Verhinderung von Deponiegasfreisetzungen und zu dessen Kontrolle getroffen,*
 - c. *sind relevante Mengen noch biologisch abbaubarer organischer Substanz im Deponiekörper nachgewiesen,*
 - d. *sind Einrichtungen zur geregelten und kontrollierten Infiltration und zur Kontrolle des Gas- und Wasserhaushalts der Deponie vorhanden und*
 - e. *ist der Nachweis der ausreichenden Standsicherheit des Deponiekörpers unter Berücksichtigung der zusätzlichen Wasserzugaben erbracht.*
2. *Bei Belüftung des Abfallkörpers [...]"*

2.4.3 Infiltrationssysteme

Der Ursprung der Infiltrationssysteme ist so alt wie die Bodenkultur der Menschheit und diente zur Bewässerung und Befeuchtung des Untergrundes. Sogar in der Bibel wird die Bewässerung mehrfach erwähnt (Achtnich 1980). Wie auch im Bewässerungslandbau, können die in der Deponietechnik eingesetzten technischen Systeme zur Befeuchtung und Bewässerung horizontale oder vertikale Infiltrationssysteme sein. Grundsätzlich sollen die Bewässerungssysteme gewährleisten, dass der Deponiekörper homogen durchfeuchtet wird. Da sich die Deponien in ihren standortspezifischen Eigenschaften unterscheiden und eine gewisse Inhomogenität besitzen, müssen die Infiltrationssysteme – anders als beim Bewässerungslandbau - so beschaffen sein, dass sie den verschiedenen standortspezifischen Eigenschaften angepasst sind.

Grundsätzlich können Infiltrationssysteme in die folgenden technischen Systeme untergliedert werden (verändert nach Hupe et al. 2002; Bothmann 1997):

Aktive Systeme

Horizontale Infiltrationssysteme:

- Rigolen
- Bewässerungsfelder beziehungsweise Sickerbecken
- Nutzung horizontaler Gasfassungssysteme

Vertikale Infiltrationssysteme:

- Schluckbrunnen
- Nutzung vertikaler Gaskollektoren
- Bewässerungslanzen

Passive Systeme

- schwach durchlässige Oberflächenabdichtung

Die meisten Systeme können während des Betriebs, spätestens aber vor Aufbringung der Oberflächenabdichtung installiert werden (Bothmann 1997). Auch Kombinationen der einzelnen Infiltrationsverfahren können je nach Randbedingungen genutzt werden (Hupe et al. 2002).

Die horizontalen Infiltrationssysteme

Die horizontalen Infiltrationssysteme werden in linienförmige und flächige Verfahren unterteilt. Zu den flächigen Verfahren gehören die Bewässerungsfelder beziehungsweise Sickerbecken und die Infiltration über das horizontale Gasfassungssystem (vgl. Abb. 3). Die kontrollierte Befeuchtung des Deponiekörpers wird durch die Menge und die Einteilung in Einzelabschnitte ermöglicht. Dabei werden Dränageschichten unter der Abdeckung angelegt und in verschiedene Felder unterteilt. Beschickt werden diese Flächen über Bewässerungsleitungen, die in die Bewässerungsfelder gelegt werden.

Zu den linienförmigen Systemen gehören die Rigolen, die in der Ausgleichsschicht der Oberflächenabdichtung horizontal ausgelegt werden. Die kontrollierte Befeuchtung des Deponiekörpers wird durch die Menge und den Abstand der Rigolen zueinander ermöglicht. Das Wasser wird dabei über Leitungen - parallel, mit geringem Gefälle zu den Höhenlinien - infiltriert (Hupe et al. 2002).

Die vertikalen Infiltrationssysteme

Zu den vertikalen Infiltrationssystemen gehören die Infiltration über das vertikale Gasfassungssystem, Schluckbrunnen und Bewässerungslanzen (vgl. Abb. 3). Diese Systeme verteilen das Infiltrationsmedium punktförmig in den Deponiekörper.

Die Gaskollektoren werden für die Bewässerung eines Deponieabschnittes genutzt, indem das Infiltrationsmedium über den Brunnenkopf in das vertikale

Filterrohr eingeleitet und dann über den Filterkörper des Kollektors an den Deponiekörper abgegeben wird. Schluckbrunnen sind ähnlich wie Gaskollektoren aufgebaut. Sie werden aber, anders als bei den Gaskollektoren, explizit für die Infiltrationsmaßnahme errichtet und besitzen eine geringere Tiefe.

Die Bewässerungslanzen werden meist bis zu einer Tiefe von ein bis zwei Metern in die Abfallschicht eingebracht. Im unteren Bereich sind die Lanzen perforiert, wodurch das Befeuchtungsmedium in den Deponiekörper infiltriert wird (Hupe et al. 2002).

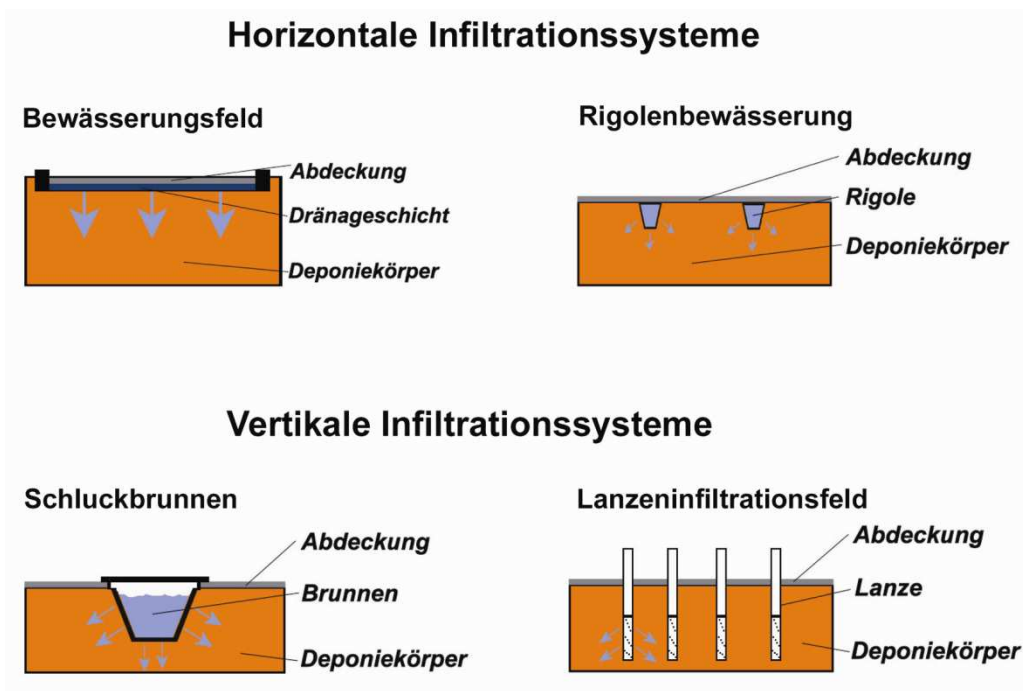


Abb. 3: Prinzip der Infiltrationssysteme

Schwachdurchlässige Oberflächenabdichtung

Ein weiteres Verfahren ist die undichte Oberflächenabdichtung. Bei diesem Verfahren handelt es sich um eine passive Infiltration. Bei der Befeuchtung über klimatischen Niederschlag durch eine schwachdurchlässige Oberflächenabdichtung wird bewusst auf die Kunststoffdichtungsbahn verzichtet oder eine undichte Kunststoffdichtungsbahn installiert, damit das Niederschlagswasser durch die Oberflächenabdeckung in den Deponiekörper eindringen kann. Die Befeuchtung des Deponiekörpers wird durch die Neigung und Ausgestaltung der Oberflächenabdichtung bestimmt (Hupe et al. 2002; Bothmann 1997).

Infiltrationsmedien

Neben der Art des Infiltrationssystems ist die Wahl eines Infiltrationsmediums notwendig. Die maßgeblichen Faktoren, die sich auf das Infiltrationsverhalten und -vermögen auswirken, werden von Hupe (2002) wie folgt benannt:

- die Inhaltsstoffe des Infiltrationsmediums, wie organische Belastung, Stickstoffgehalt und Salzgehalt
- der Trockensubstanzgehalt
- die Partikelgrößenverteilung der Trockensubstanz
- das Inkrustationsverhalten (bestimmt vor allem durch den Karbonatanteil) und Ausfällungsverhalten
- das Korrosionsverhalten, was vor allem für die Materialauswahl des Infiltrationssystems von Bedeutung ist

In Abhängigkeit von den deponiespezifischen Standortbedingungen und dem ausgewählten Infiltrationssystem können folgende Medien verwendet werden:

- Brauchwasser
- Oberflächenwasser
- Deponiesickerwasser
 - vorbehandelt/ gereinigt (unterschiedliche Behandlungsintensitäten)
 - unvorbehandelt (Rohsickerwasser)
 - flüssige Sickerwasserreinigungsrückstände, zum Beispiel Sickerwasserkonzentrat
- Prozesswasser aus den Abfallbehandlungsanlagen, zum Beispiel von Vergärung oder Kompostierung (verändert nach Hupe et al. 2002)

2.4.4 Überblick über die Realisierung von Wasserinfiltrationen in Deutschland

In Rahmen einer Erhebung wurde von Rettenberger & Kloos (2005) eine Übersicht über die Realisierung von Infiltrationstechnik auf deutschen Deponien zusammengestellt. Insgesamt wurden 361 Deponien angeschrieben, von denen 235 eine Auskunft erteilten. Aus Abb. 4 wird ersichtlich, dass im Jahr 2005 insgesamt 50 von 235 Deponien eine Infiltrationsanlage betrieben haben, planten oder in der Vergangenheit betrieben hatten. Weiterhin ist ersichtlich, dass die weitaus meisten Infiltrationen auf Deponien in Bayern durchgeführt werden.

Stellt man, wie in Abb. 5, die eingesetzten Infiltrationsverfahren prozentual dar, so wird ersichtlich, dass die horizontalen Infiltrationssysteme bevorzugt werden. Somit ist eine Verschiebung ausgehend von vertikalen Infiltrationssystemen zu erkennen, welche eher in der Vergangenheit sowie für Versuchszwecke ein-

gesetzt wurden, hin zu großtechnischen Realisierungen mit horizontalen Systemen beziehungsweise Kombinationen von Systemen innerhalb des stillgelegten Teils eines Deponieabschnitts.

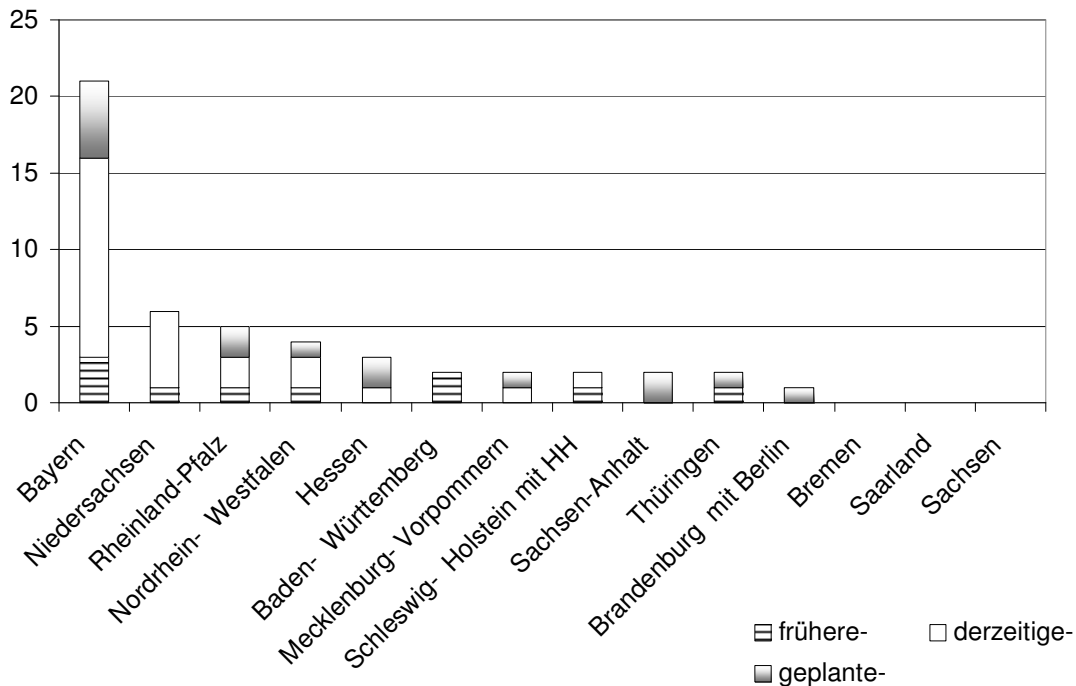


Abb. 4: Bundesländerbezogene Infiltrationen - untergliedert in frühere, derzeitige und geplante Infiltrationsmaßnahmen (Rettenberger & Kloos 2005).

Probleme und Gefahren der Infiltrationstechnik

Innerhalb der Deponietechnik ist die Infiltrationstechnik umstritten. Häufig wird bestritten, dass Infiltrationsmaßnahmen die erwünschten Wirkungen erreichen. Unter anderem wird die Vorstellung der Hauptwasserwegsamkeiten im Deponiekörper als Gegenargument angeführt. Die homogene Durchfeuchtung und die Wirkung einer Infiltrationsmaßnahme auf die Stabilisierung des Deponiekörpers sind unmittelbar miteinander verbunden. Mit den eingesetzten Infiltrationsanlagen wird, wie schon erwähnt, versucht, den Deponiekörper homogen zu durchfeuchten. Dabei wird befürchtet, dass das Sickerwasser in bevorzugten Sickerbahnen durch den Abfallkörper dringt und somit den Deponiekörper ungleichförmig durchfeuchtet. Nach Schneider (2004) werden neben den Hauptwasserwegsamkeiten noch folgende Probleme und Gefahren von der Fachwelt kontrovers diskutiert: Die Auskühlung des Deponiekörpers, die Ausspülung von CSB, die Inkrustierung des Infiltrationssystems, die Absenkung der Gasdurchlässigkeit bei Wassereinstau in den Gaskollektoren, die Über-

salzungsgefahr beziehungsweise die Konzentration von Schadstoffen, die Standsicherheitsprobleme sowie die Hohlrumbildung durch Auslaugung.

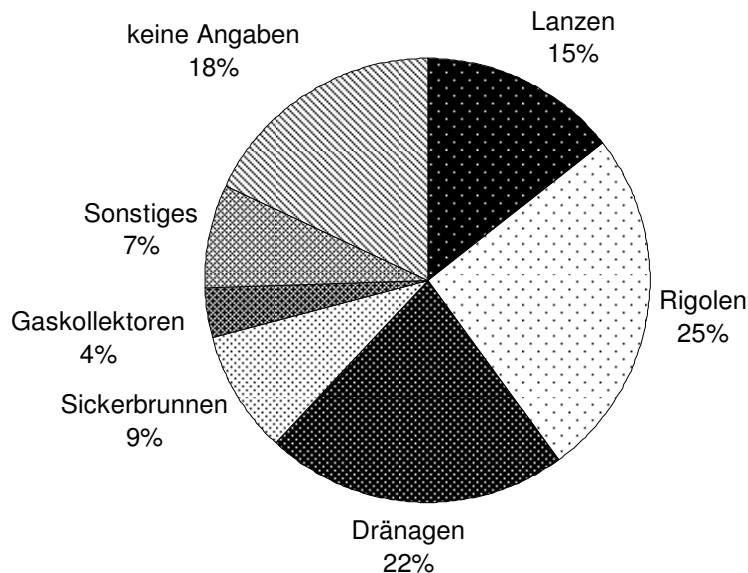


Abb. 5: Überblick über die eingesetzten Infiltrationsarten in Prozent (Rettenberger & Kloos 2005)

Die meisten hier genannten Probleme und Gefahren lassen sich durch die Verfahrensauswahl beziehungsweise -optimierung ausschließen. Folgende einfachen Gegenmaßnahmen zu den genannten kritischen Punkten seien ins Feld geführt:

- **Inkrustierung des Infiltrationssystems** (Ausschließung durch die Wahl des Infiltrationssystems und des Infiltrationsmediums)
- **Absenkung der Gasdurchlässigkeit bei Wassereinstau in den Gaskollektoren** (Ausschließung durch bauliche Maßnahmen und den Abstand zum Gasbrunnen)
- **Aufsalzungsgefahr beziehungsweise Konzentration von Schadstoffen** (Ausschließung durch die Wahl des Infiltrationsmediums und der Infiltrationsmenge)
- **Standsicherheitsprobleme** (Ausschließung durch die Wahl der Infiltrationsmenge und den Abstand zur Böschung)

Andere Kritikpunkte wurden durch Untersuchungen an Infiltrationsmaßnahmen entkräftet. Dies gilt beispielsweise für die Auskühlung des Deponiekörpers: Schneider (2004) etwa konnte keine Abkühlung des Deponiekörpers innerhalb ihrer Untersuchung erkennen. Die Ausspülung von CSB dagegen stellt eher

eine gewünschte Wirkung im Hinblick auf die Stabilisierung einer Deponie dar. Auch bei der Hohlrumbildung durch Auslaugung handelt es sich eher um einen wünschenswerten Prozess, da die Setzungen kontrolliert und vor dem Einsatz der endgültigen Oberflächenabdeckung verursacht werden können.

2.4.5 Vorstellung der Wasserbewegung im Deponiekörper

Neben den finanziellen und baulichen Vorgaben ist die Wasserbewegung im Deponiekörper entscheidend für die Wahl des einzusetzenden Infiltrationssystems. Die Vorstellungen reichen von der gleichmäßigen Verteilung¹⁶ bis hin zu einem Kurzschluss zur Basis - über eine große Hauptwasserwegsamkeit, die das Sickerwasser direkt zur Basis leitet. Die heterogene Wasserverteilung ist abhängig vom Material, materieller Homogenität und Infiltrationsmenge im Deponiekörper.

Jung & Knoll (1986) führen aus, dass es schnelle Wasserwegsamkeiten und Kapillarströmungen in den Deponien geben kann. Anhand von Lysimeterversuchen wurde der Wasser- und Stoffhaushalt von Abfällen untersucht. Über die Einimpfung von Testkeimen und die Bilanzierung des Sickerwasserabflusses stellten die Autoren fest, dass die Keime nach wenigen Stunden am Abfluss der Lysimeter nachweisbar waren. Diese Keime ließen sich auch in benachbarten Sektoren des Lysimeters nachweisen. Somit müssen neben dem vertikalen Abfluss auch horizontale Querflüsse und Kapillarströmungen entstanden sein, die das Sickerwasser und die Keime über die Lysimeterfläche verteilt haben.

Dohmann & Kabbe (1999) führen aus, dass es auf Grund von Schichtungen im Deponiekörper zu lateralen Fließbewegungen kommen kann: Die Schichtung führt zu einer deutlich höheren horizontalen als vertikalen Wasserwegsamkeit. Durch Abfallbestandteile (zum Beispiel Kunststofffolien) soll dieser Effekt noch verstärkt werden. Schichtungen werden durch die Einbauart von Abfall auf Deponien verursacht: Abfall wird schichtweise auf die Deponie aufgebracht und dann mit Radladern und Kompaktoren dünn-schichtig verteilt.

Neben der Art der Abfälle und dem Einbau beeinflussen auch die biochemischen Umsetzungsprozesse die Bewegung von Wasser im Deponiekörper. Durch die mikrobiologische Zersetzung werden sowohl Korngrößenverteilung als auch Gefügestruktur des Materials beziehungsweise der ganzen Deponie verändert.

Auch Bothmann (1997) leitet die Fließbewegungen aus der Ausrichtung von Müllbestandteilen (zum Beispiel Plastikfolien) ab. Diese würden sich in Einbau-

¹⁶ Dabei durchströmt das Sickerwasser von der Infiltrationsstelle ausgehend kegelförmig den Körper.

richtung ziegelartig ausrichten und eine Sperrschicht aufbauen. Eine weitere Ursache für den Überproportionalen lateralen Fließbewegungen könnte die frühere geforderte arbeitstägliche Abdeckung der Deponieoberfläche sein: Am Ende eines Arbeitstages wurde durch kostengünstige zur Verfügung stehende Materialien (zum Beispiel Bodenaushub) die Deponieoberfläche abgedeckt.

Baumann & Schneider (1998) haben schnelle Wasserwegsamkeiten beobachtet. Bei starken Niederschlagsereignissen floss beispielsweise ein Drittel bis drei Achtel des Niederschlags innerhalb von weniger als einem Tag an die Basis ab. Die Autoren vermuten folgende zwei Phasen nach Tracer-Versuchen: In der ersten Phase werden bei Frischmüll Hauptwasserwegsamkeiten frei gespült. In der zweiten Phase wird dann anschließend der Wassertransport auf die langsamen, konvektiv durchströmten Wasserwege verlagert.

Tiebel-Pahlke (2001) weist anhand einer mehrjährigen Untersuchung nach, dass es entgegen den meisten Befürchtungen auf der Deponie Wilsum an der untersuchten Infiltrationsanlage keinen bevorzugten Kurzschluss zur Basis gab. Anhand von Pumpversuchen an den Infiltrationsbrunnen ermittelte der Autor einen k_f -Wert von 10^{-5} m/s bis 10^{-6} m/s im Deponiekörper. Der k_f 10^{-5} m/s entspricht einer rechnerischen Fließgeschwindigkeit von 0,86 m/d. Diese Größenordnung wurde durch weitere Untersuchungen bestätigt. Anhand von Sickerwasserbilanzierungen konnte beispielsweise ein k_f -Wert von $2 \cdot 10^{-5}$ m/s errechnet werden. Mit weiteren Tracer-Messungen wurde die maximale Fließgeschwindigkeit auf 0,7 m/d quantifiziert. Sowohl mit den Tracer-Messungen als auch mit den Bilanzierungen des Sickerwasserabflusses wurden eindeutig lange Verweilzeiten der Infiltrationsflüssigkeit im Deponiekörper nachgewiesen bei einer Durchsickerungsstrecke von 16 Metern im untersuchten Gebiet.

Hagenau (2006) hat einen Zusammenhang zwischen Infiltrationsrate und Abflussverhalten hergestellt. Der Autor untersuchte im Labor die Stoffauswaschung aus porösen Medien. Ausgangspunkt waren vorangegangene Erkenntnisse aus Versuchen zu Auswaschungen von Salzen aus Böden. Mit einer gegebenen Wassermenge wird bei niedrigen Raten (zum Beispiel bei Unterbrechungen durch Flüssigkeitsstau) mehr Salz pro Volumen Wasser ausgewaschen als bei hohen Raten (zum Beispiel bei durchgehendem Wasserfluss). Dies begründet der Autor damit, dass mehr als 90 Prozent der auslaugfähigen Stoffe überwiegend in kleinen Poren zu finden sind. Geringere Raten und damit geringere Wassergehalte durchfließen die kleineren Poren. Steigende Raten und damit steigende Wassergehalte führen dazu, dass das Wasser vornehmlich durch größere Poren fließt.

Diese Erkenntnisse führen zur folgenden Vorstellung des hydraulischen Verhaltens in Deponien: Die räumliche Struktur, die Einbautechnik und das ein-

gebaute Material führen zu einem nicht prognostizierbaren und inhomogenen Durchfluss. Somit ist jeder Standort einzigartig. Abhängig von der Schwerkraft gibt es immer sowohl frei bewegliches Sickerwasser als auch Haftwasser. Die Durchströmung findet sowohl im gesättigten als auch im ungesättigten Mikrobeziehungsweise Makro-Porenraum statt. Innerhalb der Poren wird die Wasserbewegung durch die Schwer-, Adsorptions- und Osmosekraft verursacht. Es können sich Hauptwasserwegsamkeiten bilden. Die lateralen Fließbewegungen sind höher als die vertikalen. Innerhalb der Deponie können wasserundurchlässige Sperrschichten auftreten, die Stauwasserhorizonte verursachen. Durch Setzungen, Abbauprozesse und Ausspülungen im Deponiekörper können gebildete Abflussstrukturen umgewandelt werden und sich neu bilden. Daraus lässt sich folgern, dass es sich bei der Wasserbewegung in aktiven Deponien eher um dynamische Abflussgebilde handelt, die sich in Lage und Richtung im Zeitverlauf verändern können.

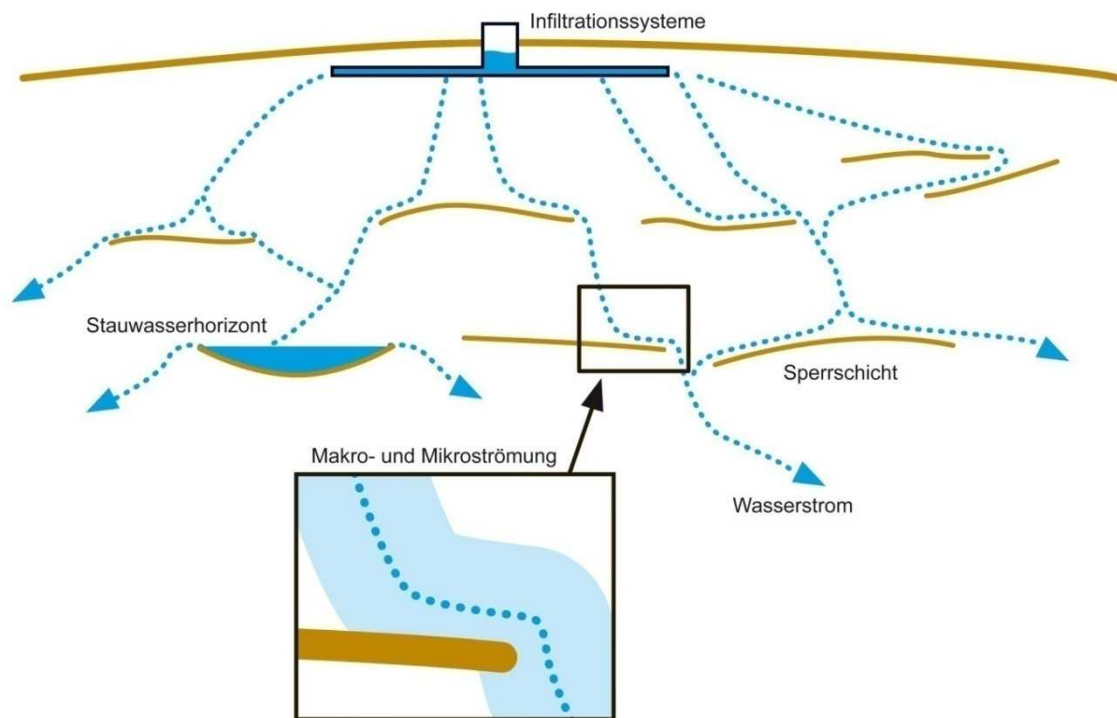


Abb. 6: Bildung von bevorzugten Wasserwegsamkeiten und Wasserstaus in einer Mülldeponie

2.4.6 Nachweis der Effizienz einer Infiltrationsanlage

Anhand von unterschiedlichen Untersuchungen konnte der Zusammenhang von Wasser und Abbau der Organik deutlich nachgewiesen werden. Mittels einer Bilanzierung von Emissionen wie Sickerwasser und Gasentwicklung einer Deponie kann indirekt der Nachweis einer erfolgreichen Infiltrationsmaßnahme erbracht werden. Kenntnisse über die Auswirkungen einer Infiltration von

Wasser unter einem Abdeckungs- und Abdichtungssystem auf die Gasproduktion und den Sickerwasseranfall wurden in den letzten Jahren an unterschiedlichen Deponiestandorten sowohl im Labor als auch durch In-situ-Messungen gewonnen. Dabei wurden unterschiedliche Parameter von den Autoren erfasst und interpretiert. Aus diesen Erfahrungen konnte sogar ein Modellansatz entwickelt werden, um den zeitlichen Verlauf von Emissionen auf Deponien mit und ohne Stabilisierungsmaßnahmen zu prognostizieren. Die Gassteigerungsrate beispielsweise wird als Nachweis für eine Zunahme der organischen Aktivität in der Deponie angesehen und damit in Korrelation gesetzt. Zudem können neben den Abbauprozessen mittels unterschiedlicher Sickerwasserparameter auch eine Stabilisierung und Auslaugungsprozesse nachgewiesen werden.

Dohmann & Kabbe (1999) untersuchten mittels einer Erhebung und eigener Versuche im Labor die Auswirkungen der Infiltrationstechnik auf Deponien. Die Autoren konnten Erfahrungen von 18 Siedlungsabfalldeponien in Deutschland zusammentragen und auswerten. Bei einigen der befragten Deponien wurde eine Zunahme der Gasproduktion im Zusammenhang mit der Infiltrationsmaßnahme beobachtet. Bei anderen Deponien konnten keine oder keine eindeutigen Auswirkungen festgestellt werden. Die Autoren führen dies auf eine mangelhafte Durchführung der Maßnahmen, eine unzulängliche Erfassung der Gasmengen und in einem Fall auf einen Mangel an zur Verfügung stehendem Restgaspotenzial zurück. Im Rahmen der Untersuchungen im halbtechnischen Maßstab beobachteten die Autoren, dass sich die Gasproduktion durch die Zugabe von Wasser vergleichmäßigte. Eine weitere wichtige Erkenntnis der Untersuchung war, dass sich die organische Anfangskonzentration im Sickerwasser innerhalb von kurzer Zeit um rund 70 Prozent verringerte.

An der Deponie Erbenschwang wurden im Rahmen eines vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen geförderten Forschungsvorhabens Gas- und Sickerwasserbilanzierungen an Testfeldern durchgeführt. Anlass für diese Untersuchung war die Erkenntnis, dass durch die frühzeitige Aufbringung einer Oberflächenabdichtung in einem Bauabschnitt die biologischen Aktivitäten nahezu zum Erliegen kommen. Trotz funktionierendem Gaserfassungssystem konnte die prognostizierte Gasmenge bei Weitem nicht erfasst werden. Etwa sechs Monate nach dem Infiltrationsbeginn konnten Bauer & Meisinger (1999) verstärkte biologische Aktivitäten auf den Versuchsflächen beobachten. Diese manifestierten sich im Vergleich zu einem Referenzfeld in einer bis zu 3,6-fach höheren Gasabsaugmenge und einer bis zu 40-fachen Gasrate. Die Autoren zeigen auf, dass während der gesamten Versuchsdauer keine negativen Auswirkungen in Form von Konzentrationsanstiegen im ab-

fließenden Sickerwasser auftraten. Der Parameter BSB₅ nahm zeitweise sogar ab.

Ähnliche Ergebnisse bezogen auf die Steigerung der Gasrate weist auch Schoder (1997) nach: Die Deponie Hessheim installierte einzelne Infiltrationsfelder. Im Versuchsbetrieb konnte nach Infiltration eine Steigerung der Gasproduktion von 30 bis 45 Prozent nach einem Zeitraum von 60 bis 80 Tagen im Vergleich zur ermittelten Menge vor der Infiltration beobachtet werden. Diese Tendenz zeigte sich auch bei wiederholten Versuchsabläufen.

Eine gesteigerte Abbaurate wies auch Hertig (1997) in DSR-Versuchen nach. Im Vorfeld zur Errichtung einer Infiltrationsanlage auf der Deponie Horn wurden von der TU Braunschweig Laborversuche in DSR durchgeführt. Hierbei konnte festgestellt werden, dass bei den DSR ohne eine Infiltration 16 Prozent des CSB über die Gasphase ausgetragen wurden. Demgegenüber standen 20 bis 28 Prozent Austragung des CSB bei einer Bewässerung. Mit der Erhöhung der Wasserzugabemenge konnte wiederum eine Abnahme dieses Prozentwertes beobachtet werden.

Bei der Untersuchung von Infiltrationsmaßnahmen auf zwei Deponien entwickelte Drees (2000) anhand von Bilanzierungsmessungen eigene Modellansätze, um Gasentwicklung und Sickerwasseremissionen der Deponien zu prognostizieren. Drees (2001) prognostiziert anhand ihrer Ergebnisse, dass für eine Deponie mit 10 Hektar Fläche durch eine aktive Bewässerung die Nachsorgephase bezogen auf die Gasfassung deutlich verkürzt werden kann. Zeiträume von 34 bis 61 Jahren ohne Bewässerung könnten demnach auf 27 bis 31 Jahre mit Bewässerung reduziert werden. Als Bewässerungsmenge zur Gewährleistung einer nennenswerten Gasproduktion werden von Drees circa ± 2 mm/d benannt. Auch bei den Sickerwasserparametern wie Chlorid, AOX, TKN und CSB könnten wesentlich geringere Zeiträume durch Bewässerungsmaßnahmen bis zum Erreichen der Grenzwerte erzielt werden. Beispielsweise würde der Parameter CSB von 80 bis 110 Jahren ohne Bewässerung auf 40 bis 60 Jahren mit Bewässerung reduziert werden. Eine weitere wichtige Erkenntnis ist, dass bei zu hohen Infiltrationsraten die Gasproduktion rückläufig sein kann.

Auch an der Deponie Rosenow wurden über einen Versuchszeitraum von einem Jahr Bilanzierungsuntersuchungen von Schneider (2004) durchgeführt. Im Versuchsfeld überwog innerhalb des Versuchszeitraums der C-Austrag in Form von Methan um bis zu 28 Prozent im Vergleich zu einem Referenzfeld. Dieser Wert übertraf selbst die erstellte Gasprognose der Deponie um 15 Prozent. Schneider (2004) weist bei dem Sickerwasserparameter auslaugende Tendenzen nach. Beispielsweise konnte ein signifikanter Zusammenhang zwischen Wasserbeaufschlagung und CSB-Fracht beobachtet werden. Der

Wert stieg von durchschnittlich 15 kg/d (10g/l) auf 120 kg/d (25g/l). Ähnliche Entwicklungen galten auch für die Parameter TOC, Ammonium und Nitrat. Zum Ende der Versuchszeiträume wurden auch für diese Parameter abnehmende Trends bei Schneider (2004) beobachtet.

All die hier beschriebenen Untersuchungen sind indirekte Untersuchungen, die auf der Basis von Emissionsbilanzierungen aus Deponien beziehungsweise von Abfällen aus Deponien durchgeführt wurden, um die Auswirkungen einer Infiltrationsanlage zu überprüfen. Oft ist es aber nicht möglich, Sickerwasser- oder Gasemissionen gezielt zu erfassen, um die Infiltrationsmaßnahme zu beurteilen, da an vielen Deponiestandorten unterschiedliche Deponieabschnitte über die gleichen Sammelleitungen für Emissionen verfügen. Eine andere Möglichkeit, die Auswirkungen einer Infiltrationsanlage zu beurteilen, ist der Nachweis der Wasserverteilung unterhalb der Infiltration. Für den optimalen biochemischen Ablauf ist zum einen eine ausreichende Feuchte zum anderen eine ausreichende Wasserbewegung für den Nährstofftransport im Deponiekörper erforderlich. Somit ist es nahe liegend, das Infiltrationspotenzial einer Infiltrationsmaßnahme zu überprüfen. Der Nachweis der Wasserverteilung unterhalb einer Infiltrationsanlage lässt sich einerseits durch Modellierung theoretisch ableiten. Durch den häufigen Mangel an Informationen zu Begebenheiten, die für die Modellierung benötigt werden, stellt ein Modellansatz allerdings eine oftmals problematische Variante dar. Alternativ ist denkbar, eine direkte Momentaufnahme der Verhältnisse im Deponiekörper durch Bohrungen zu gewinnen. Großer Nachteil dieser Alternative ist die Schaffung neuer Wasserwegsamkeiten, die anschließend direkte Auswirkungen bis hin zu Verfälschungen der Untersuchung zur Folge haben. Somit können diese zwei genannten möglichen Untersuchungsmethoden nur mit hohem technischen Aufwand beziehungsweise geringer Genauigkeit eingesetzt werden. Eine weitere Möglichkeit bieten geophysikalische Untersuchungsmethoden, die nahezu zerstörungsfrei angewendet werden können. Hierbei wird auf die zu ermittelnden Daten durch die physikalischen Eigenschaften geschlossen.

Die zu ermittelnden Parameter können Magnetismus, spezifischer elektrischer Widerstand, Dichte, Dielektrizitätszahl, Aufladefähigkeit, seismische Wellen oder Radarwellen sein. Geophysikalische Verfahren können zur Untersuchung von Deponien und Altlasten eingesetzt werden. Jede geophysikalische Untersuchungsmethode ist sensitiv für einen oder mehrere physikalische Parameter des Untergrunds. Beispielsweise sind elektrische Methoden sehr empfindlich gegenüber Änderungen im Elektrolytgehalt des Sickerwassers (Knödel et al. 2005).

Unterschiedliche Ansätze und Untersuchungen im Labor, im halbtechnischen Maßstab und im Feld wurden zu diesem Thema durchgeführt. Dabei handelt es

sich meist um hydrogeologische Arbeiten, die die hydraulischen Verhältnisse im Boden beziehungsweise im Grundwasserleiter untersuchen. Beispiele hierfür finden sich in Hagrey & Michaelsen (1999), Schütze (1999) und Gößling (2004).

Folglich lässt sich beispielsweise mittels der geoelektrischen Tomografie¹⁷ die Leitfähigkeitsstruktur im Inneren einer Deponie durch die Messung von Spannungen und Strömen auf der Oberfläche nachvollziehen. Wenn nun eine Korrelation zwischen infiltrierendem Wasser und einer Widerstandsveränderung im Deponiekörper gebildet wird, sollte es möglich sein, eine Aussage über die Effizienz der Infiltrationsanlage zu treffen.

¹⁷ Engl.: Electrical Resistivity Tomography (ERT).

3 Grundlagen der geoelektrischen Impedanztomografie

Für die Erkundung von Fließbewegungen in porösen Medien eignen sich auf Grund der Zusammenhänge zwischen hydraulischen und elektrischen Eigenschaften unterschiedliche geoelektrische Verfahren. Die geoelektrischen Verfahren umfassen zahlreiche Varianten von Induktions-, Potenzial- und elektromagnetischen Wellenverfahren. Die genutzten Felder können natürlichen oder künstlichen Ursprungs sein. Dabei wird zwischen passiven Verfahren (wie Eigenpotenzialmessungen) und aktiven Verfahren (Gleichstrom-Geoelektrik und induzierte Polarisation) unterschieden. Unter dem Begriff Gleichstrom-Geoelektrik werden die Untersuchungsmethoden zusammengefasst, die mittels Gleichstrom beziehungsweise langsam veränderlicher Wechselströme künstliche stationäre Felder und Ströme bewirken. Eine übersichtliche Zusammenstellung findet sich unter anderem in Knödel et al. (2005) und Beblo (1997).

Geoelektrische Untersuchungsmethoden werden seit Beginn des 20. Jahrhunderts zur Erforschung des Untergrundes eingesetzt. Marcel und Conrad Schlumberger (1920) waren unter den Ersten, die mit Hilfe von Gleichstrom den geologischen Untergrund untersuchten. Für die Auswertung der Daten wurden analytische Methoden eingesetzt, die auf der Basis von einfachen Untergrundmodellen die analytisch berechneten Daten mit den im Feld ermittelten Ergebnissen verglichen. Mit dem Messinstrument konnte einerseits eine Widerstandskartierung vorgenommen werden, bei der mit einem konstanten Elektrodenabstand die laterale Änderung des spezifischen Widerstands in einer festen Tiefe bestimmt wurde. Andererseits war auch eine Widerstandssondierung möglich, bei der für einen festen Mittelpunkt der Elektrodenabstand vergrößert und damit die vertikale Verteilung des scheinbaren spezifischen Widerstands zwischen den Elektroden bestimmt wurde. Mit der Entwicklung von ersten leistungsstärkeren Computern in den 70er-Jahren des vergangenen Jahrhunderts ergaben sich neue Möglichkeiten für die geophysikalische Tomografie. Mit Hilfe der neuen Rechnerleistungen konnten neue Methoden zur Modellierung und auch erste Konzepte der tomografischen Bilderstellung bei Untersuchungen eingeführt werden. Durch die Verbesserung der Messapparatur und die Einführung von Multikanal-Apparaturen konnten Aufzeichnungen von großen Datenmengen mit einem geringen personellen Aufwand und bei einem wirtschaftlich verträglichen Zeitaufwand realisiert werden. Diese messtechnische Entwicklung und der Einsatz von leistungsstarken Rechnern bei der Auswertung führten durch die Kombination der Widerstandskartierung und -sondierung zur geoelektrischen Tomografie.

Die Gleichstrom-geoelektrische Tomografie ist ein bildgebendes Verfahren, das auf der Basis von Spannungs- und Strommessung an der Oberfläche die innere Leitfähigkeitsstruktur von Körpern ermitteln kann. Mit diesem Messverfahren können komplizierte zweidimensionale Strukturen des Untergrundes dargestellt werden. Die gleichstrom-geoelektrische Tomografie besteht aus einem Messverfahren, das ein Untersuchungsobjekt mit einer Vielzahl von Einzelmessungen abtastet, und aus einem Bildrekonstruktionsverfahren, welches aus diesen Datensätzen ein Modell für das untersuchte Objekt bildet. Eine Messung ermittelt den Stromwert an zwei Einspeisungselektroden (mit A und B bezeichnet). Die Spannung wird über zwei weitere Elektroden (mit M und N bezeichnet) gemessen. Anschließend wird daraus der Quotient berechnet (vgl. Abb. 7).

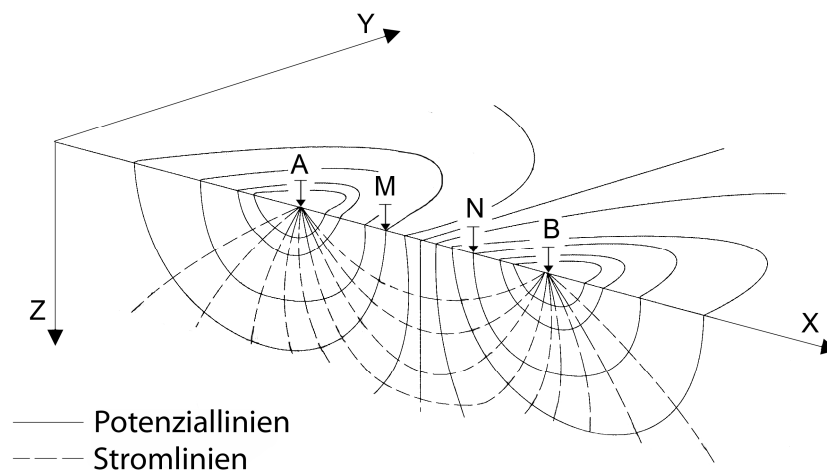


Abb. 7: Prinzip der Widerstandsmessung mit einer Vierpunkt-Anordnung (angelehnt an Knödel et al. 2005)

Dieses Prinzip der Vierpunkt-Anordnung liegt allen Verfahren der Gleichstrom-Geoelektrik zu Grunde. Die Form des elektrischen Potenzialfeldes, das sich durch die Einspeisung des Stromes ausbildet, wird durch die Position der Stromelektroden und durch die Verteilung der Leitfähigkeit im Untergrund bestimmt. Dieses Potenzialfeld wird durch Leitfähigkeitsunterschiede im Untergrund verzerrt oder gestört. Jede so erzielte Messung beinhaltet keine brauchbare räumliche Information bezüglich der elektrischen Leitfähigkeit im Untergrund. Erst durch die Kombination von vielen einzelnen Messungen wird die Leitfähigkeitsstruktur im Untergrund mit Hilfe von Modellen, die auf mathematischen Algorithmen basieren, rekonstruiert, um die erforderlichen räumlichen Informationen zu erhalten. Dieser Vorgang nennt sich Inversion. Die geoelektrische Tomografie besteht aus einer Stromquelle, einem Spannungsmessgerät sowie aus einem System von Elektroden, die über dem Untersuchungsgebiet aufgestellt werden und je nach Zielsetzung unterschiedlich angeordnet und vom Messgerät angesteuert werden können.

Die Maxwell-Gleichung, die eine physikalische Verknüpfung zwischen elektrischen und magnetischen Feldern beschreibt, bildet die Grundlage aller elektromagnetischen Untersuchungsverfahren. Um den Einfluss von nicht reproduzierbaren Ankopplungswiderständen der Elektroden zu eliminieren, wird zum Messen des spezifischen Widerstandes (ρ) in der Gleichstrom-Geoelektrik eine Vierpunkt-Elektrodenanordnung verwendet. Da im realen Untergrund keine homogene Widerstandsverteilung vorhanden ist, wird aus dem spezifischen Widerstand ein „scheinbarer“ spezifischer Widerstand ($\rho = \rho_{s(a)} = \text{const.}$) (vgl. Militzer & Weber 1985).

Die Ableitungsschritte der Maxwell-Gleichung bis zur Gleichung 3-1 werden in Militzer & Weber (1985) umfassend beschrieben. Die Berechnung des scheinbaren spezifischen Widerstandes einer Vierpunkt-Elektrodenanordnung kann somit mit der Gleichung 3-1 ermittelt werden.

$$\rho_{s(a)} = K(a) \frac{\Delta U}{I} \quad 3-1$$

$\rho_{s(a)}$ - scheinbarer spezifischer Widerstand [Ωm]

ρ_s - spezifischer Widerstand [Ωm]

$K(a)$ - Konfigurations- oder Geometriefaktor [m]

ΔU - Spannungsdifferenz zwischen M und N [V]

I – Elektrischer Strom zwischen A und B [A]

3.1 Messverfahren und Messablauf

Der Konfigurations- oder Geometriefaktor (K) beschreibt die Lage der Elektroden zueinander. Grundsätzlich besteht eine große Entscheidungsfreiheit bei der Wahl der Anordnung der Elektroden und Sonden in der Gleichstrom-Geoelektrik. Aus ökonomischen und messtechnischen Gesichtspunkten wird aber nur eine geringe Anzahl von Möglichkeiten in der Praxis eingesetzt. Diese zeigen unterschiedliche Empfindlichkeiten und Wirkungsbereiche. In Abb. 8 sind die gebräuchlichsten Elektrodenkonfigurationen dargestellt.

allgemeine Vierpunkt-Anordnung		$\frac{2\pi}{\frac{1}{r_{AM}} - \frac{1}{r_{AN}} - \frac{1}{r_{BM}} - \frac{1}{r_{BN}}}$
Pol-Pol-Anordnung		$2 \cdot \pi \cdot L$
mittlerer Gradient		nicht berechenbar
Wenner-Anordnung		$\frac{2\pi L}{3}$
Schlumberger-Anordnung		$\pi \cdot a \cdot n \cdot (n + 1)$
Dipol-Dipol-Anordnung		$\pi \cdot a \cdot (n + 1) \cdot (n + 2)$
Äquatoriale Dipol-Dipol-Anordnung		$\frac{\pi \cdot L \cdot (L^2 + a^2)^{1/2}}{(L^2 + a^2)^{1/2} - L}$
Pol-Dipol-Anordnung		$2 \cdot \pi \cdot a \cdot n \cdot (n + 1)$
fokussierende Anordnung Typ AMA'		$\frac{\pi \cdot L}{2} [I_A = I_{A'} = I/2]$
fokussierende Anordnung Typ AMNA'		<p>nicht berechenbar</p> $[I_A = I_{A'} = I/2]$

Abb. 8: Gebräuchliche Anordnungen für geoelektrische Oberflächenmessungen mit den zugehörigen Konfigurationsfaktoren (nach Dietrich 1999).

Mit dem Messverfahren können unter Einsatz von bestimmten Elektrodenkonfigurationen und -anordnungen unterschiedliche messtechnische Aufgabenstellungen untersucht werden. Dazu zählen die Widerstandssondierung, die Widerstandskartierung und die Widerstandssondierungskartierung. Mehrkanalige Messapparaturen und der Einsatz von Multielektrodensystemen ermöglichen einen rechnergesteuerten und schnellen Messablauf. Dabei wird im Prinzip an der Vierpunkt-Anordnung festgehalten. Um ein manuelles Versetzen zu vermeiden, arbeitet man mit einer großen Anzahl von Elektroden, die mit einem speziellen Kabel mit der Messapparatur verbunden werden. Diese Elektrodensysteme können linienförmig, flächig oder in Bohrlöchern angeordnet werden. Mehrkanal-Apparaturen können bei gleichbleibenden Stromelektroden (A und B) an unterschiedlichen Messdipolen ($M_1, N_1; M_2, N_2; M_n, N_n$) das Potenzial gleichzeitig abgreifen. Dies ist nötig, um Messfehlern, wie beispielsweise Übergangswiderständen, entgegen zu wirken und den Messvorgang zu beschleunigen.

Die wichtigste Anwendung der Sondierung ist die Erkundung der Sichtung im Untergrund. Die Messung erfolgt, indem die Sonden M und N an einem fixen Bezugspunkt verbleiben und die Stromelektroden A und B in der Regel schrittweise durch Vergrößerung der Abstände gestreckt werden, um die Eindringtiefe (z-Achse) zu erhöhen (vgl. Abb. 9). Mittels der Ergebnisse einer Sondierung entstehen eindimensionale Schichtmodelle des Untergrundes (GGU 2006).

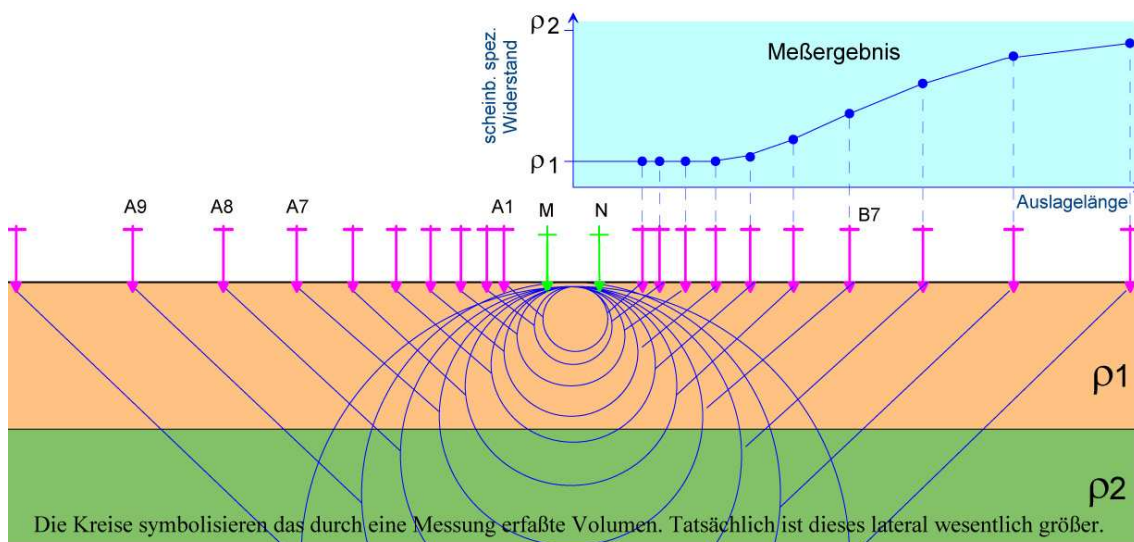


Abb. 9: Prinzip der Sondierung (nach GGU 2006)

Bei der Kartierung erfolgt die Messung, indem die Elektroden-Sonden-Anordnung (A, B und M, N) mit gleichbleibendem Abstand im vorgesehenen Messraster von Messpunkt zu Messpunkt entlang der Elektrodenauslage wandert. Die Messanordnung und Elektrodenkonfiguration bleiben dabei gleich, sodass auch die Eindringtiefe annähernd gleich bleibt. Somit wird mit einem

konstanten Elektrodenabstand die Änderung des spezifischen Widerstandes einer festen Tiefe entlang der Elektrodenauslage bestimmt (vgl. Abb. 10). Bei der Widerstandsprofilierung erfolgt die Untersuchung und Darstellung entlang einer Elektrodenauslage. Die Ergebnisse der Widerstandsprofilierung werden nach der Aufbereitung als Profilschnitt dargestellt. Mehrere solcher Widerstandsprofile ergeben die Widerstandskartierung. Diese Profile beziehungsweise Elektrodenauslagen sind meistens parallel zueinander aufgestellt, um eine flächige Aussage über den scheinbaren spezifischen Widerstand einer bestimmten Tiefe des Untersuchungsgebietes darzustellen. Die Ergebnisse der Widerstandskartierung werden nach der Aufbereitung als Karte dargestellt (GGU 2006).

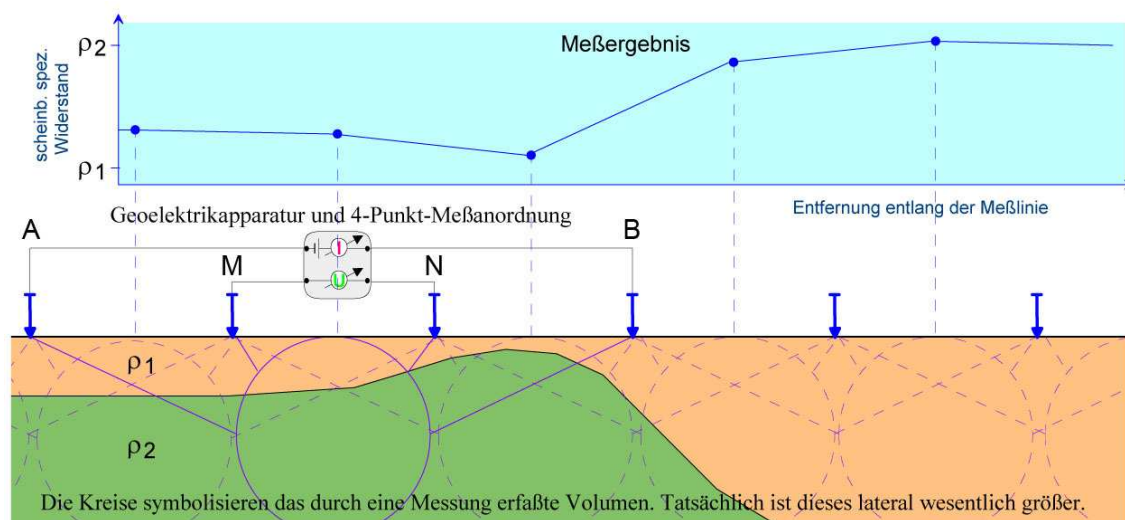


Abb. 10: Messprinzip der Widerstandskartierung (verändert nach GGU 2006)

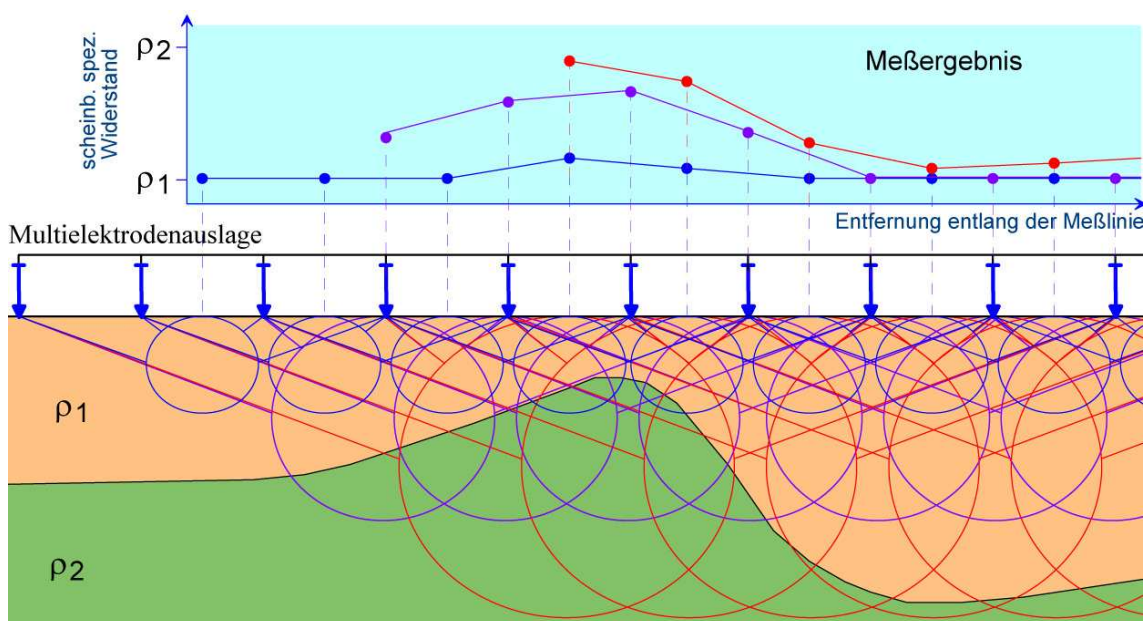


Abb. 11: Messprinzip der Widerstandssondierungskartierung (nach GGU 2006)

Die Widerstandssondierungskartierung ist eine Kombination von Widerstands-sondierung und Widerstandskartierung. Sie entspricht einer dichten Folge von Sondierungen beziehungsweise mehreren Kartierungen mit stufenweiser Vergrößerung der Auslagenlänge auf einem Profil (vgl. Abb. 11).

Damit wird die laterale spezifische Widerstandsverteilung in unterschiedlichen Niveaus unterhalb des Elektrodenprofils erfasst. Weiterhin ist es möglich, durch eine flächenhafte Anordnung der Elektroden die Sondierungskartierung um eine Dimension zu erweitern.

3.2 Bildrekonstruktionsverfahren

In der Geoelektrik können unterschiedliche Analyseverfahren für die Sondierungskartierung gewählt werden, um die Ergebnisse einer Messung darzustellen. Ein Beispiel hierfür ist die Pseudosektion. Die Pseudosektion (Hallof 1957) ist eine schnelle Möglichkeit, bereits im Feld erhobene Daten zu analysieren. Dabei wird jedem Messwert der Mittelpunkt seiner Elektrodenanordnung auf dem Profil zugeordnet. Messwerte mit größeren Auslageweiten werden dann einer tieferen Ebene zugeordnet. Folglich ist je größer die Auslage, desto tiefer die Ebene. Um eine Vorstellung über die Tiefe zu erhalten, werden die Ebenen durch mittlere Wirkungstiefen der Elektrodenkonfiguration skaliert (unter anderem Barker 1989, Griffiths et al. 1990). Somit entsteht eine zweidimensionale Darstellung des scheinbaren spezifischen Widerstandes als isolierte Karte. Je nach eingesetzter Elektrodenkonfiguration und Leitfähigkeitskontrasten des Untergrundes beinhaltet diese Darstellungsform starke Verzerrungen, die zu Fehlinterpretationen führen können. Friedel (1997) zeigt anhand differenter Elektrodenkonfigurationen, wie unterschiedlich die Ergebnisse für verschiedene Konfigurationen auf ein und demselben Untersuchungsgebiet ausfallen können. Somit sind mittels dieser Auswertung erste Näherungen über Wert und Verteilung des Widerstandes im Untergrund möglich. Um die wahre Tiefe und Widerstandsverteilung im Untergrund zu rekonstruieren, werden die Daten durch mathematische Algorithmen aufbereitet. Dabei entstehen Modelle, die sowohl die wirklichen spezifischen Widerstände als auch die realen räumlichen Koordinaten aus den Messdaten versuchen zu rekonstruieren und in sogenannten Tomogrammen darstellen können. Dabei werden iterative Algorithmen eingesetzt, die zu einer mehr oder weniger guten Näherungslösung führen. Dieser Vorgang nennt sich Inversionsrechnung und das Verfahren hochauflösende Geoelektrik beziehungsweise geoelektrische Tomografie.

3.3 Inversionsrechnung

Ziel der Inversionsrechnung ist es, aus dem scheinbaren spezifischen Widerstand mit Hilfe von Regularisierungskriterien die reale Widerstandsverteilung in

einem Untersuchungsgebiet zu rekonstruieren. Eine Übersicht der in der Geoelektrik am häufigsten verwendeten Inversionsverfahren wurde unter anderem von Sharma (1997) aufgestellt.

Grundsätzlich bestehen die Inversionsrechnungen aus zwei iterierenden mathematischen Schritten, der Vorwärtsmodellierung und der Korrekturvorschrift. Ausgehend von einem homogenen Startmodell, das anfangs noch keine Informationen über die einzelnen Messwerte enthält, wird in der Vorwärtsmodellierung eine Widerstandsverteilung berechnet. Bei der Korrekturvorschrift werden die ermittelten Widerstandsverteilungen aus dem Modell mit denen im Feld gemessenen Daten verglichen und so verändert, dass die Abweichung minimiert wird. Mit dem so ermittelten neuen Modellparameter wird ein neues Startmodell erstellt, das als Grundlage für eine neue Vorwärtsmodellierung dient. Diese zwei Schritte werden so lange wiederholt, bis die Abweichung einen vorgegebenen Wert unterschreitet (vgl. Abb. 12). Dieser Vorgabewert wird auch als Abbruchkriterium bezeichnet.

Für die Vorwärtsmodellierung können unterschiedliche numerische Verfahren eingesetzt werden. Dazu zählt die Methode der Finiten Differenzen (FDM) und die Methode der Finiten Elemente (FEM). Diese Verfahren sind nach ihrer unterschiedlichen Diskretisierung der Modellräume benannt. Eine übersichtliche Zusammenstellung findet sich unter anderem in Hohmann 1988 (Friedel 1997).

Die Korrekturvorschrift ist auf Grund der hohen Anzahl von Modellparametern in der Regel unterbestimmt und wird meistens durch weitere Nebenbedingungen (sogenannte Regularisierungskriterien) innerhalb der Algorithmen unterstützt. Je nach vorhandener Zusatzinformation und Inversionsverfahren sind unterschiedliche Regularisierungsmöglichkeiten in den verschiedenen Algorithmen implementiert. So werden Zusatzinformationen, die aus geologischen oder anderen geophysikalischen Messungen gewonnen werden, in dem Startmodell der Vorwärtsmodellierung eingebunden, um die Ergebnisse der Inversionsrechnung zu verbessern. Sind solche Informationen gering oder nicht vorhanden, wird oft eine möglichst glatte Modellstruktur gefordert. Dies wird durch die Forderung an die Korrekturvorschrift, dass benachbarte Modellzellen geringe Diskrepanzen zueinander besitzen sollen, erreicht. Eine weitere Möglichkeit ist die stärkere Gewichtung von vertrauenswürdigeren Daten wie beispielsweise Daten mit niedrigem Konfigurationsfaktor beziehungsweise geringen Messfehlern. All diese Regularisierungskriterien haben zum Ziel, zu einer verbesserten Näherungslösung für das Untersuchungsgebiet zu führen.

Ein weiteres wichtiges Regulations- und Auswertungskriterium sind die Sensitivitätsmatrizen. Dabei wird die Sensitivität für die Elektrodenkonfiguration berechnet und in der Korrekturvorschrift eingebunden. Ist die Sensitivität für

eine Modellzelle groß, so ist auch die Wahrscheinlichkeit hoch, dass die Daten für diese Modellzelle nach der Inversion exakt bestimmt sind. Ist die Sensitivität hingegen klein, so können die Daten nach der Inversion fehlerhaft sein. Die Sensitivitätsmatrizen sind stark abhängig von der Elektrodenkonfiguration und der Stromverteilung. Diesbezüglich sind unterschiedliche Untersuchungen durchgeführt worden. Einige Beispiele finden sich bei Dietrich (1999), Friedel (2000) und Stummer et al. (2004).

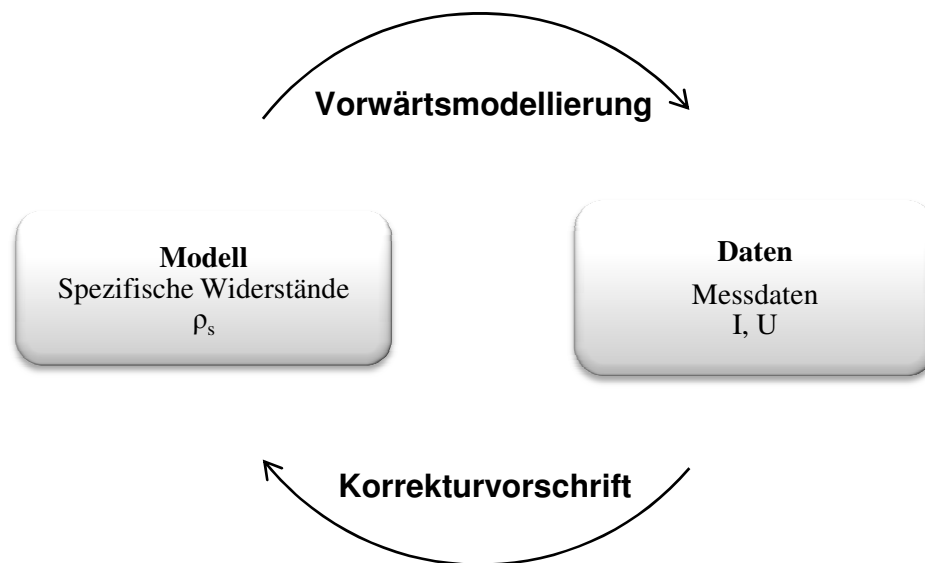


Abb. 12: Schematische Darstellung der Inversionsrechnung (nach Göbbling 2004).

Die Berechnung vollständiger Sensitivitätsmatrizen kann vor allem bei dreidimensionaler Tomografie mit einer hohen Anzahl von Parametern und Messungen problematisch werden. Nach jeder Modellkorrektur verändert sich die Stromverteilung und somit auch die Sensitivität. Um die aufwendigen Berechnungen der Sensitivitätsmatrizen gering zu halten, wird je nach Inversionsalgorithmus die Neuberechnung meist vernachlässigt beziehungsweise im Verlauf der Inversionsrechnung nur wenige Male berücksichtigt (Friedel 1997).

Somit besteht eine Vielzahl von Möglichkeiten, die gewonnenen Messdaten aus dem Feld mittels der Inversionsrechnung auszuwerten. Der Einsatz von unterschiedlichen Auswertungsphilosophien in der Inversionsrechnung führt zum Teil zu unterschiedlichen Ergebnissen. Sogar innerhalb eines Inversionsverfahrens könnte durch die Wahl von Eingangsparametern und Regularisierungskriterien das Ergebnis stark beeinflusst werden. In Kapitel 5.1 sind die jeweiligen Algorithmen und Parametereinstellungen beschrieben, die für die Auswertung in dieser Arbeit eingesetzt worden sind.

4 Untersuchungen auf der Deponie Leppe

4.1 Zentraldeponie Leppe

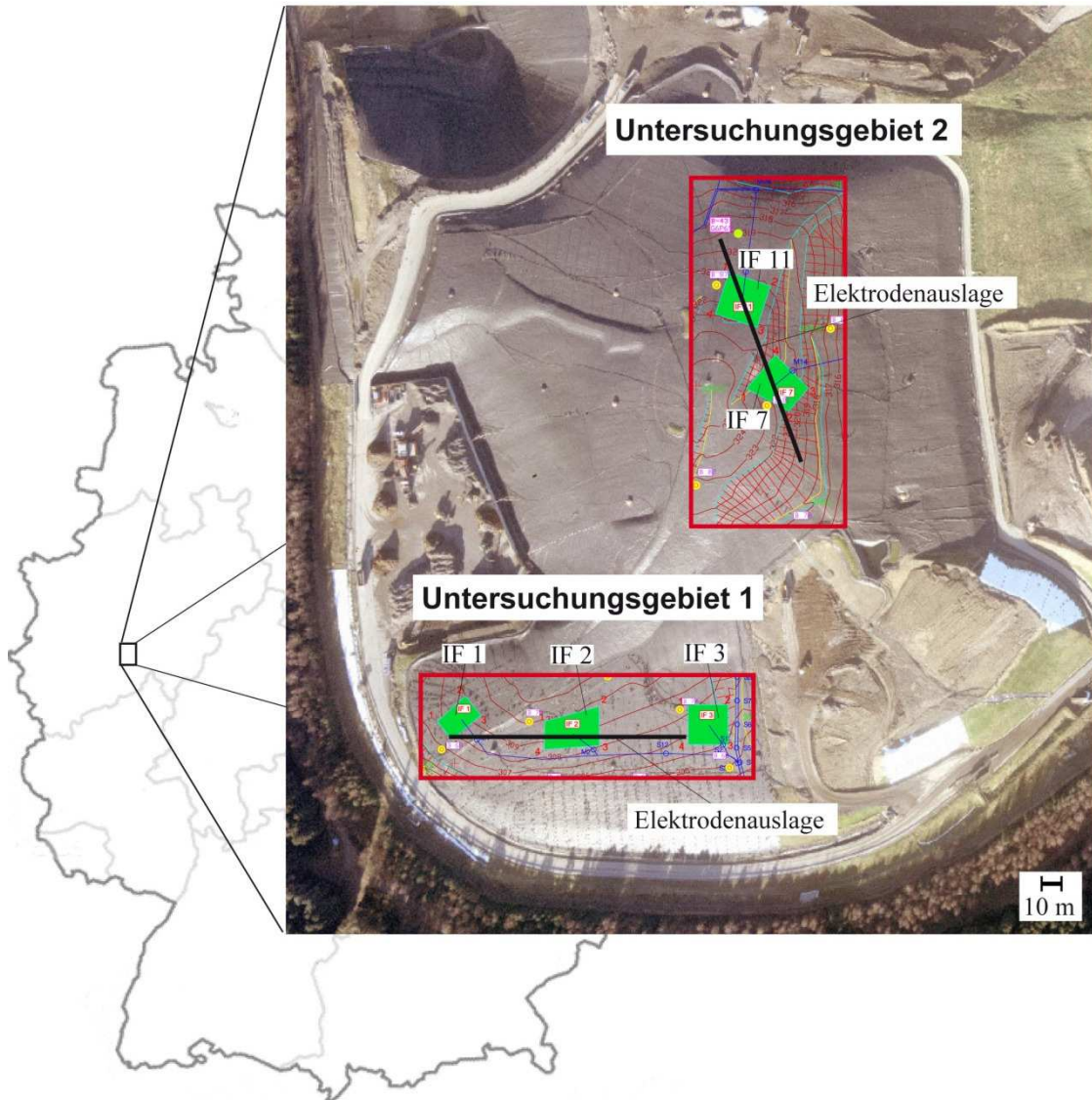


Abb. 13: Ausschnitt der Zentraldeponie Leppe mit Lage der Untersuchungsgebiete 1 und 2 sowie der dazugehörigen Infiltrationsfelder (IF 1, IF 2, IF 3, IF 7 und IF 11)

Die Zentraldeponie Leppe befindet sich im Gebiet des Oberbergischen Kreises in Engelskirchen. Die Deponie ist eine Hangdeponie und umfasst ein Ablagerungsvolumen von insgesamt 10 Mio. m³ auf einer Deponiefläche von 39 Hektar. An der tiefsten Stelle beträgt die Müllmächtigkeit circa 70 Meter. In dem Zeitraum von 1982 bis zum 31.12.2004 wurde die Zentraldeponie Leppe als Deponie für Siedlungsabfälle gemäß TASI (Klasse II) betrieben. Seit dem

01.01.2005 werden nur noch vorbehandelte sowie inerte Abfälle gemäß DepV (DK I und DK II) abgelagert (Bergischer Abfallwirtschaftsverband 2007).

Unterhalb der temporären Oberflächenabdichtung der einzelnen Deponieabschnitte wird seit 2005 mittels Infiltrationsfelder großflächig eine technische Infiltration von Wasser durchgeführt. Dabei werden insgesamt 14 Infiltrationsfelder à 20 x 20 m Infiltrationsfläche eingesetzt. Abb. 13 skizziert die Lage der Untersuchungsgebiete dieser Arbeit mit den entsprechenden Infiltrationsfeldern.

Jedes Infiltrationsfeld besteht aus einem Brunnen-schacht und einer Drainage-schicht. Die Drainageschicht wird über den Brunnen-schacht mit der Oberfläche verbunden. Der Schacht ist mittig zu dem Infiltrationsfeld angeordnet und dient als Eingabestelle für das zu infiltrierende Wasser. Die Maße der Drainageschicht betragen 20 m x 20 m x 1 m (L, B, H). In der Drainageschicht befindet sich eine Drainageverrohrung, die sternförmig das Sickerwasser vom Infiltrationsbrunnen auf die gesamte Drainageschicht des Infiltrationsfeldes verteilen kann (vgl. Abb. 14).

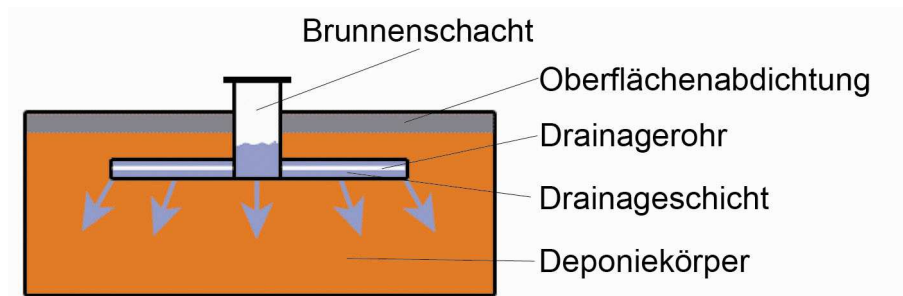


Abb. 14: Prinzip der Infiltrationsfelder auf der Deponie Leppe

Jedes Infiltrationsfeld lässt sich einzeln mit Wasser durch eine zentrale Pumpstation beschicken. Die Lage der Infiltrationsfelder zueinander und in ihrer topografischen Lage innerhalb der Deponie sowie die Möglichkeit der technischen Steuerung der einzelnen Felder prädestinierten diesen Standort für die geophysikalischen Untersuchungen dieser Arbeit. Um die Eignung der geoelektrischen Tomografie zu überprüfen, wurde im November 2005 eine zweektägige Monitormessung im Untersuchungsgebiet 1 durchgeführt (vgl. Abb. 13).

Hierbei sollte unter Deponiebedingungen überprüft werden, ob und wie das eingesetzte Untersuchungsverfahren Sickerwasserströme aus den Infiltrationsanlagen in der Deponie auflösen kann. Nach einer ersten Auswertung konnten signifikante Veränderungen zwischen den einzelnen Messungen in den Messergebnissen lokalisiert werden, die auf das infiltrierte Wasser der Infiltrationsfelder zurückzuführen waren. Mit den so neu gewonnen Erkenntnissen wurden drei weitere Messkampagnen geplant und durchgeführt.

4.2 Eingesetztes Messgerät, Elektrodenprofile und Elektrodenkonfiguration im Untersuchungsgebiet

Für die geophysikalischen Untersuchungen auf der Deponie Leppe wurde das Messsystem „Terrameter LUND Imaging System“ der Firma ABEM eingesetzt. Dabei handelt es sich um eine Vierkanal-Multielektroden-Apparatur. Dieses Messsystem besteht aus einer zentralen Basiseinheit (Terrameter SAS 400 (4 channel system)), einer Schaltbox (ES 10-64 C) sowie vier Multielektrodenkabeln, die jeweils 21 take-out mit einem Abstandsintervall von 3 m besitzen. Die für die Messung erforderlichen Elektroden wurden aus einem 8 mm dicken Edelstahl-Rundmaterial mit einer Länge von 400 mm gefertigt und in den Untersuchungen eingesetzt.

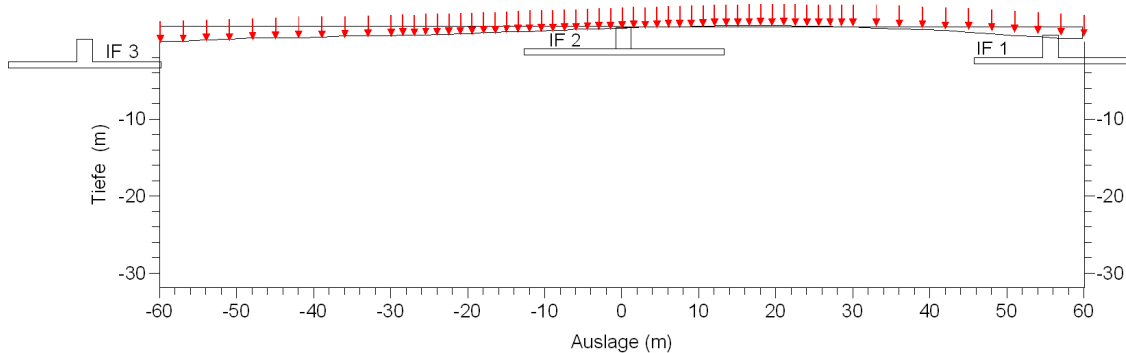


Abb. 15: Zweidimensionaler Schnitt durch das Untersuchungsgebiet 1 unterhalb der Elektrodenauslage mit der Position der Elektroden und Infiltrationsfelder

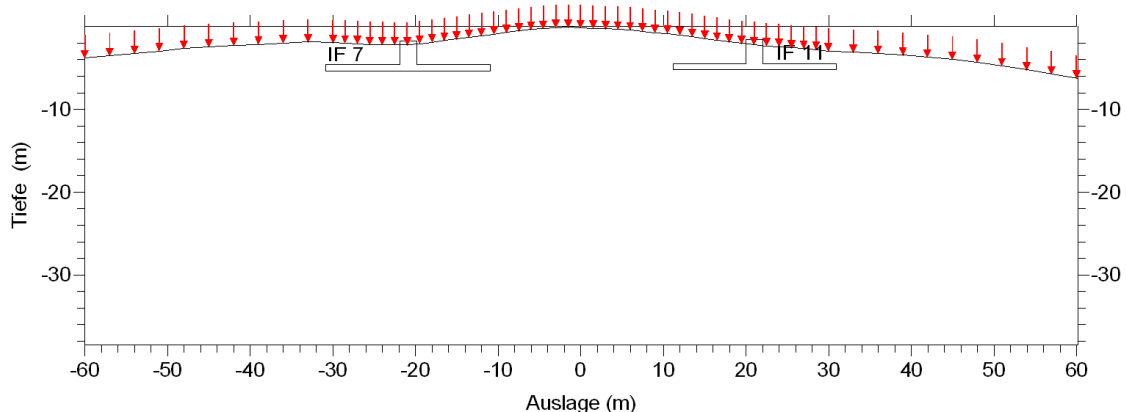


Abb. 16: Zweidimensionaler Schnitt durch das Untersuchungsgebiet 2 unterhalb der Elektrodenauslage mit der Position der Elektroden und der Infiltrationsfelder

In dem Untersuchungsgebiet wurden jeweils 61 Elektroden eingesetzt. Diese Elektroden wurden, wie in Abb. 15 und Abb. 16 dargestellt, an der Oberfläche angeordnet und durch die temporären Oberflächenabdichtungen der Deponie eingerahmt. Um die dargestellte Elektrodenauslage von 120 m zu verwirklichen, wurden die inneren 41 Elektroden mit 1,5 m Abstand angeordnet und die

äußeren zwanzig mit 3 m Abstand. Somit betrug die theoretische Erkundungstiefe für die eingesetzte Elektrodenkonfiguration und -auslage circa 20 m (vgl. Dahlin & Zhou (2002) sowie Knödel et al. (2005)).

Zur Steuerung der Messungen beinhaltet das Terrameter SAS 400 diverse Standardprotokolle, die auf der Basis von unterschiedlichen Elektrodenkonfigurationen programmiert sind (vgl. Kapitel 3.1). Je nach Aufgabenstellung können diese Standardprotokolle für die Messungen eingesetzungsweise angepasst werden. Für die Untersuchungen wurden zwei Steuerungsprotokolle ausgesucht, die auf einer Multigradient-Elektrodenkonfiguration nach Dahlin & Zhou (2002) basieren. Diese Standardprotokolle sind mit den Dateinamen GRAD4S8.ORG und GRAD4LX8.ORG in dem Messgerät hinterlegt. In Kombination mit der beschriebenen Elektrodenauslage stellen diese Protokolle eine Widerstandssondierungskartierung dar. Dabei wurde für die Untersuchung die Abfolge der Einzelmessungen innerhalb des Protokolls umsortiert. Ziel dieser Modifikation an GRAD4S8.ORG und GRAD4LX8.ORG war, dass beispielsweise im Untersuchungsgebiet 1 innerhalb eines Protokolldurchlaufes ausgehend von Infiltrationsfeld 1 das Untersuchungsgebiet kreisförmig abgetastet wird. Die veränderten Protokolle sind in Tabelle A-1 und Tabelle A-2 in Anhang 1 protokolliert. Das Messgerät benötigte für die Abarbeitung von beiden Protokollen circa 45 Minuten, wobei insgesamt 856 einzelne scheinbare spezifische Widerstände pro Messdurchlauf in 45 Minuten aufgezeichnet wurden. In der späteren Auswertung entspricht ein solcher Messablauf beziehungsweise Datensatz einer Stunde. Für alle Untersuchungen in dieser Arbeit wurden die hier veränderten Protokolle verwendet, wobei zu jeder vollen Stunden die Protokolle neu gestartet wurden, um einen weiteren Datensatz aufzuzeichnen.

4.3 Ablauf der ersten Messkampagne

Die erste geoelektrische Messung wurde im Untersuchungsgebiet 1 an den Infiltrationsfeldern IF 1, IF 2 und IF 3 durchgeführt (vgl. Abb. 13.). Ziel der ersten Untersuchung war, die Auswirkung von unterschiedlichen Infiltrationsmedien und -raten auf die Monitormessung mittels der geoelektrischen Tomografie zu erfassen. Im Vorfeld der Messung wurden zwei Wochen keine Infiltrationsmaßnahmen im Untersuchungsgebiet durchgeführt. In Abb. 17 ist der Ablauf der ersten Untersuchung in einem Ablaufplan zusammengestellt und mit Untersuchungszielen betitelt.

Im nachfolgenden Abschnitt werden die einzelnen Messungen der ersten Untersuchung auf der Zentraldeponie Leppe beschrieben:

Erste Messkampagne auf der Deponie Leppe																											
Nr.	Vorgang	Dauer	Anfang	27. Feb '06 06. Mrz '06 13. Mrz '06 20. Mrz '06																							
				S	M	D	M	D	F	S	S	M	D	M	D	F	S	S	M	D	M	D	F	S	S		
1																											
2	Infiltrationsfelder IF1-IF3	26 Tage	Di 28.02.06																								
3	Messung 0 (0- Messung)	1 Tag	Di 28.02.06																								
4	Deponiesickerwasser oder Betriebswasser ?	15 Tage	Mi 01.03.06																								
5	Messung 1 (Infiltration Deponiesickerwasser (1400 µS))	2 Tage	Mi 01.03.06																								
6	Messung 2 (Infiltration Brauchwasser (862 µS))	2 Tage	Fr 03.03.06																								
7	Pause	7 Tage	So 05.03.06																								
8	Messung 3 (0- Messung)	2 Tage	So 12.03.06																								
9	Messung 4 (Infiltration Brauchwasser (500 µS))	2 Tage	Di 14.03.06																								
10	Infiltrations- Sensibilität	6 Tage	Do 16.03.06																								
11	Messung 5 (Infiltrationsmenge 2 m³)	2 Tage	Do 16.03.06																								
12	Messung 6 (Infiltrationsmenge 6 m³)	2 Tage	Sa 18.03.06																								
13	Messung 7 (Infiltrationsmenge 10 m³)	2 Tage	Mo 20.03.06																								
14	Reproduzierbarkeit	4 Tage	Mi 22.03.06																								
15	Messung 8 (Infiltrationsmenge 10 m³)	2 Tage	Mi 22.03.06																								
16	Messung 9 (Infiltrationsmenge 10 m³)	2 Tage	Fr 24.03.06																								

Abb. 17: Ablauf der ersten Messkampagne auf der Deponie Leppe

Messung 0: Im Vorfeld der nullten Messung wurde im Untersuchungsgebiet 1 zwei Wochen lang keine Infiltration durchgeführt. Im Zeitraum vom 28.02.2006 um 19:00 Uhr bis zum 01.03.2006 um 08:45 Uhr wurden insgesamt 14 Datensätze aufgezeichnet, ohne eine Infiltration durchzuführen. Eine Einzelmessung dauert circa 45 Minuten mit einer anschließenden Pause, die zur nächsten vollen Stunden beginnt. Dieser einstündige Messintervall gilt ebenso für alle weiteren Messungen.

Die Frage der Empfindlichkeit des Messerverfahrens auf unterschiedliche Infiltrationsmedien wurde durch die Messungen 1 bis 4 untersucht.

Messung 1: Am 01.03.2006 um 12 Uhr wurden im Infiltrationsfeld 2 insgesamt 10 m³ Deponiesickerwasser mit einer elektrischen Leitfähigkeit von 1400 µS/m infiltriert. Diese einmalige Infiltration der 10 m³ Wasser dauerte circa 30 Minuten. Im Zeitraum vom 01.03.2006, 12:00 Uhr bis zum 03.03.2006, 09:00 Uhr wurden insgesamt 46 Datensätze stündlich aufgezeichnet.

Messung 2: Am 03.03.2006 um 12 Uhr wurden im Infiltrationsfeld 2 10 m³ Brauchwasser mit einer elektrischen Leitfähigkeit von 862 µS/m infiltriert. Die einmalige Infiltration der 10 m³ Wasser dauerte wie bei der ersten Messung und bei allen nachfolgenden Messungen circa 30 Minuten. Im Zeitraum vom 03.03.2006, 10:00 Uhr bis zum 05.03.2006, 09:45 Uhr wurden insgesamt 48 Datensätze stündlich aufgezeichnet. Dabei gab es bedingt durch den Ausfall des Messgerätes am 04.03.2006 um 09:00 und 11:00 Uhr keine verwertbaren Datensätze.

Messung 3: Vor der dritten Messung wurde sieben Tage lang pausiert. In der Messung 3 sind im Zeitraum vom 12.03.2006, 12:00 Uhr bis zum 14.03.2006, 06:45 Uhr insgesamt 43 Datensätze stündlich aufgezeichnet worden. Dabei gab es bedingt durch den Ausfall des Messgerätes am 13.03.2006 zwischen 04:00 Uhr und 09:00 Uhr sowie um 16:00 Uhr keine verwertbaren Datensätze. Am Vormittag des 13.03.2006 wurden Reinigungsarbeiten im Brunnenschacht von

Infiltrationsfeld 2 durchgeführt. Dabei wurde Schlamm aus der Brunnensohle abgepumpt.

Messung 4: Am 14.03.2006 um 14:00 Uhr wurden im Infiltrationsfeld 2 10 m³ Brauchwasser mit einer elektrischen Leitfähigkeit von 500 µS/m infiltriert. Im Zeitraum vom 14.03.2006, 10:00 Uhr bis zum 16.03.2006, 11:45 Uhr wurden insgesamt 50 Datensätze stündlich aufgezeichnet. Dabei gab es bedingt durch den Ausfall des Messgerätes am 15.03.2006 zwischen 01:00 Uhr und 08:00 Uhr sowie am 16.03.2006 zwischen 01:00 Uhr und 07:00 Uhr keine verwertbaren Datensätze.

Die Frage der Empfindlichkeit des Messerverfahrens auf unterschiedliche Infiltrationsmengen wurde durch die Messungen 5 bis 7 untersucht.

Messung 5: Am 16.03.2006 um 12:00 Uhr wurden im Infiltrationsfeld 2 2 m³ Deponiesickerwasser infiltriert. Die einmalige Infiltration der 2 m³ Wasser dauerte circa 10 Minuten. Im Zeitraum vom 16.03.2006, 11:00 Uhr bis zum 18.03.2006, 10:45 Uhr wurden insgesamt 48 Datensätze stündlich aufgezeichnet.

Messung 6: Am 18.03.2006 um 12:00 Uhr wurden im Infiltrationsfeld 2 6 m³ Deponiesickerwasser infiltriert. Die einmalige Infiltration der 6 m³ Wasser dauerte circa 20 Minuten. Im Zeitraum vom 18.03.2006, 11:00 Uhr bis zum 20.03.2006, 09:45 Uhr wurden insgesamt 47 Datensätze stündlich aufgezeichnet.

Messung 7: Am 20.03.2006 um 12:00 Uhr wurden im Infiltrationsfeld 2 10 m³ Deponiesickerwasser infiltriert. Die einmalige Infiltration der 10 m³ Wasser dauerte circa 45 Minuten. Zeitraum vom 20.03.2006, 10:00 Uhr bis zum 22.03.2006, 10:45 Uhr wurden insgesamt 49 Datensätze stündlich aufgezeichnet.

Die Frage der Reproduzierbarkeit des Messerverfahrens wurde durch die Messungen 8 bis 10 untersucht.

Messung 8: Am 22.03.2006 um 12:00 Uhr wurden im Infiltrationsfeld 2 10 m³ Deponiesickerwasser infiltriert. Die einmalige Infiltration der 10 m³ Wasser dauerte circa 45 Minuten. Im Zeitraum vom 22.03.2006, 11:00 Uhr bis zum 24.03.2006, 08:45 Uhr wurden insgesamt 47 Datensätze stündlich aufgezeichnet.

Messung 9: Am 24.03.2006 um 12:00 Uhr wurden im Infiltrationsfeld 2 10 m³ Deponiesickerwasser infiltriert. Die einmalige Infiltration der 10 m³ Wasser dauerte circa 45 Minuten. Zeitraum vom 24.03.2006, 10:00 Uhr bis zum

26.03.2006, 08:45 Uhr wurden insgesamt 47 Datensätze stündlich aufgezeichnet..

Messung 10: Am 26.03.2006 um 18:00 Uhr wurden im Infiltrationsfeld 2 10 m^3 Deponiesickerwasser infiltriert. Da in der Messung 10 sowohl eine andere Elektrodenauslage als auch ein anderes Messprotokoll verwendet wurden, betrug die Dauer der Einzelmessung 01:20 Stunde mit einer anschließenden Pause von 40 Minuten bis zur nächsten vollen Stunde. Im Zeitraum vom 26.03.2006, 16:00 Uhr bis zum 28.03.2006, 11:20 Uhr wurden so insgesamt 22 Datensätze aufgezeichnet.

4.4 Ablauf der zweiten Messkampagne

Durch die Erfahrungen der ersten Messkampagne konnte im Sommer 2006 eine zweite Messkampagne auf der Zentraldeponie Leppe geplant und durchgeführt werden. Die Messungen wurden wie in der ersten Messkampagne an den Infiltrationsfeldern IF 1, IF 2 und IF 3 durchgeführt. Dabei wurden folgende Fragestellungen untersucht: Neben der Wiederholung der Infiltrationsversuche im Infiltrationsfeld 2, unter Berücksichtigung der Erfahrungen der ersten Messkampagne, war eine weitere wichtige Fragestellung die Betrachtung der Wasserbewegung in den Bereichen zwischen den Infiltrationsfeldern IF 1 bis IF 3. Als vergleichende Untersuchungen sollten weitere Messungen im Untersuchungsgebiet 2 an den Infiltrationsfeldern IF 7 und IF 11 durchgeführt werden. Durch einen Komplettausfall der Messeinheit mussten diese Fragestellungen auf einen späteren Zeitpunkt verschoben werden.

Zweite Messkampagne auf der Deponie Leppe																				
Nr.	Vorgang	Dauer	Anfang	August 2006																
				26.	29.	01.	04.	07.	10.	13.	16.	19.	22.	25.	28.	September 2006				
1																				
2	Infiltrationsfelder IF1-IF3	35 Tage	Di 08.08.06																	
3	Messung 12 (0- Messung)	3 Tage	Di 08.08.06																	
4	Pause (bedingt durch Gewitter)	2 Tage	Fr 11.08.06																	
5	Zwischenräume ?	12 Tage	So 13.08.06																	
6	Messung 13 (Infiltrationsmenge von 10 m^3 im IF2)	6 Tage	So 13.08.06																	
7	Messung 14 (Infiltrationsmenge von 10 m^3 im IF1 und IF3)	6 Tage	Sa 19.08.06																	
8	Ausfall der Messungen (Messgerät defekt)	18 Tage	Fr 25.08.06																	

Abb. 18: Ablauf der zweiten Untersuchung auf der Deponie Leppe

In den nachfolgenden Abschnitten werden die einzelnen Messungen der zweiten Untersuchung auf der Zentraldeponie Leppe beschrieben:

Messung 12: Im Zeitraum vom 07.08.2006, 19:00 Uhr bis zum 11.08.2006, 11:45 Uhr wurden insgesamt 89 Datensätze aufgezeichnet, ohne eine Infiltration durchzuführen. Die Messung 12 stellt eine Referenz- und Bezugsmessung für alle weiteren Messungen in der zweiten Untersuchung dar.

Messung 13: Vor der 13. Messung wurden die Messungen zwei Tage lang bedingt durch ein starkes Gewitter ausgesetzt. Am 13.08.2006 um 12:00 Uhr wurden im Infiltrationsfeld 2 10 m^3 Deponiesickerwasser infiltriert. Diese ein-

malige Infiltration von 10 m³ Deponiesickerwasser dauerte circa 45 Minuten. Im Zeitraum vom 13.08.2006, 10:00 Uhr bis zum 19.08.2006, 10:45 Uhr wurden insgesamt 139 Datensätze stündlich aufgezeichnet.

Messung 14: Die Betrachtung der Wasserbewegung in den Bereichen zwischen den Infiltrationsfeldern sollte mit der Messung 14 beantwortet werden. Im Zeitraum vom 19.08.2006, 11:00 Uhr bis zum 20.08.2006, 23:45 Uhr wurden insgesamt 37 Datensätze aufgezeichnet. Am 19.08.2006 um 12:00 Uhr wurden im Infiltrationsfeld 1 und 3 jeweils 10 m³ Deponiesickerwasser infiltriert. Die Messung 14 war für sechs Tage geplant, musste aber nach drei Tagen abgebrochen werden.

Messung 15: Nach einer mehrwöchigen Fehlersuche musste die Untersuchung 2 abgebrochen werden. Die Ursache hierfür war ein Ausfall des Messgerätes bedingt durch ein latentes Softwareproblem, welches sporadisch auftrat und die Monitormessung unterbrach. Die Informationen, die durch das Messgerät aufgezeichnet wurden, konnten nicht für die Auswertung verwendet werden und wurden verworfen.

4.5 Ablauf der dritten Messkampagne

Nachdem das Softwareproblem des Messgerätes durch den Hersteller gelöst worden war, konnte die dritte Messkampagne auf der Zentraldeponie Leppe geplant und durchgeführt werden. Die Messungen der dritten Messkampagne wurden an den Infiltrationsfeldern IF 7 und IF 11 durchgeführt. Hierbei diente ein ähnliches Untersuchungsgebiet als Vergleich.



Abb. 19: Ablauf der dritten Untersuchung auf der Deponie Leppe

In den nachfolgenden Abschnitten werden die einzelnen Messungen der dritten Untersuchung auf der Zentraldeponie Leppe beschrieben.

Messung 16: Die Messung 16 stellt eine Referenz- und Bezugsmessung für alle weiteren Messungen in der dritten Untersuchung dar. Im Zeitraum vom 14.02.2007, 12:00 Uhr bis zum 16.02.2007, 11:45 Uhr wurden insgesamt 72 Datensätze aufgezeichnet, ohne eine Infiltration durchzuführen.

Messung 17: Am 16.02.2007 um 12:00 Uhr wurden im Infiltrationsfeld 7 10 m³ Deponiesickerwasser infiltriert. Diese einmalige Infiltration vom 10 m³ Deponiesickerwasser dauerte circa 30 Minuten. Im Zeitraum vom 16.02.2007, 12:00 Uhr

bis zum 22.02.2007, 10:45 Uhr wurden insgesamt 144 Datensätze stündlich aufgezeichnet.

Messung 18: Am 22.02.2007 um 12:00 Uhr wurden im Infiltrationsfeld 11 10 m^3 Deponiesickerwasser infiltriert. Diese einmalige Infiltration von 10 m^3 Deponiesickerwasser dauerte circa 30 Minuten. Dabei gab es bedingt durch den Ausfall des Messgerätes am 23.02.2007 zwischen 10:00 Uhr und 12:00 Uhr keine verwertbaren Datensätze. Im Zeitraum vom 22.02.2007, 12:00 Uhr bis zum 28.02.2007, 11:45 Uhr wurden insgesamt 144 Datensätze stündlich aufgezeichnet.

Messung 19: Über den gesamten Zeitraum wurden in den Infiltrationsfeldern 7 und 11 jeweils 10 m^3 Deponiesickerwasser verteilt und kontinuierlich auf 24 Stunden infiltriert. Im Zeitraum vom 28.02.2007, 12:00 Uhr bis zum 09.03.2007, 11:45 Uhr wurden insgesamt 213 Datensätze stündlich aufgezeichnet. Dabei gab es bedingt durch den Ausfall des Messgerätes am 06.02.2007 zwischen 12:00 Uhr und 15:00 Uhr keine verwertbaren Datensätze.

5 Bearbeitung der Messdaten und Darstellung

Wie schon in Kapitel 2.4.6 beschrieben, kann die geoelektrische Impedanztomografie dazu genutzt werden, Wasserströmungen aufzuzeigen, indem Spannung und Ströme an der Oberfläche gemessen werden. Hierbei wird eine Korrelation zwischen gemessenen Widerstandsveränderungen im Untergrund und dem Strömungsverlauf des Wassers auf Grund der Leitfähigkeitsveränderungen durch das infiltrierende Wasser gebildet. Auch in der vorliegenden Arbeit wird eine Korrelation zwischen den gemessenen Widerstandsveränderungen und den Auswirkungen der Infiltrationsversuche unter Deponiebedingungen beobachtet. Um diese Veränderungen des elektrischen Widerstandes in einer Deponie nach einer Infiltration zu visualisieren, sind mehrere Arbeitsschritte und Anpassungen der Messdaten nötig. Die nötigen Arbeitsschritte und Anpassungen, die zu dem Auswertungs- und Darstellungsalgorithmus der vorliegenden Arbeit führen, sind in den nachfolgenden Unterkapiteln detailliert beschrieben. Beispielhaft werden die Auswertungsschritte mittels der Daten aus der ersten Messung stellvertretend für alle Messungen der vorliegenden Arbeit aufgezeigt.

5.1 Eingesetzte Inversionssoftware und gewählte Inversionsparameter

Für die Auswertung der Daten wurde die Inversionssoftware SensInv2D in der Version 3.0 der Firma Geotomographie eingesetzt. Für die Inversion sind die iterative Rückprojektion, SIRT und MSIRT als Inversionsalgorithmus implementiert. Der Modellraum wird nach der Methode der Finiten Differenzen (FDM) diskretisiert und basiert auf einer modifizierten Born-Approximation. Die zusammenfassende Ableitung und Diskussion der in der Software implementierten Inversionsalgorithmen findet sich in Diettrich (1999) und Hoffmann (2004). Für die Auswertung der Daten wurde die iterative Rückprojektion als Auswertungsalgorithmus ausgewählt. In Abb. 20 sind die Einstellungen für die Regularisierungskriterien der Wichtungsfunktion für die iterative Rückprojektion dargestellt. Mit diesen Einstellungen wurden alle Inversionen dieser Arbeit durchgeführt. Da die Inversion ein iterierender Algorithmus ist, muss ein Abbruchkriterium eingeführt werden, um einen Iterationsschritt als endgültiges Ergebnis der Inversion zu definieren. Ein mögliches Bewertungskriterium ist der Root Mean Squart (RMS). Dieser Wert gibt den mittleren Datenanpassungsfehler nach dem jeweiligen Iterationsschritt an. In der Literatur werden unterschiedliche Formen zur Berechnung dieser Bewertungskriterien angegeben. In der Inversionssoftware SensInv2D sind drei gängige Root Mean Square

implementiert (Hoffmann 2004), die als Auswertungshilfen von der Software zur Verfügung gestellt werden. Abhängig von dem Inversionsalgorithmus, den Regularisierungskriterien und den Messfehlern in den Daten kann sich die Modellanpassung bei verbessertem RMS und vorangeschrittenem Iterationsschritt verschlechtern (Daily & Owen 1991, Sasaki 1994, Olayinka & Yaramanci 1999, Yaramanci & Olayinka 2000).

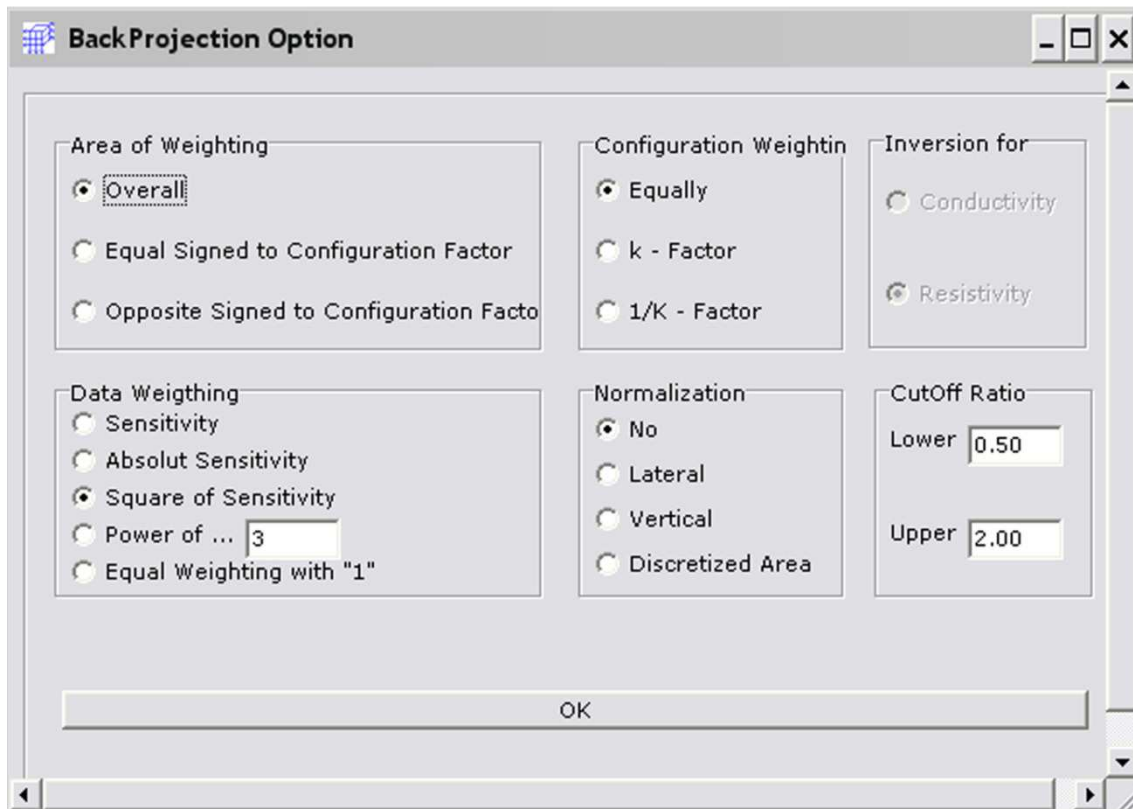


Abb. 20: Regularisierungskriterien, die in die Wichtungsfunktion der iterativen Rückprojektion einfließen

Somit führt nicht jeder weitere Iterationsschritt zwangsläufig zu einem besseren Ergebnis. Da aber in dieser Arbeit Hunderte von einzelnen Datensätzen ausgewertet werden, ist eine detaillierte Einzelbetrachtung nicht möglich. Um die einzelnen Ergebnisse der Inversionen zu nivellieren, wurde ein standardisiertes Abbruchkriterium auf der Basis des RMS-Wertes eingeführt. In Tabelle 3 sind die RMS-Werte der Inversion von Abb. 21 dargestellt. Die letzte Spalte stellt den Unterschied des RMS₃-Wertes zum letzten Iterationsschritt dar. Wenn in der letzten Spalte $RMS3_{(n)} - RMS3_{(n-1)}$ der Werte ein Zehntel der Maximaldifferenz (in diesem Fall 3.72) unterschritten wird, wird die Inversion abgebrochen und das Ergebnis dieses Iterationsschrittes als Ergebnis ausgesucht. Für Abb. 21 ist das nach dem 6. Iterationsschritt der Fall. Auf Basis dieses Vorgehens wurden alle dargestellten Ergebnisse in dieser Arbeit invertiert und ausgesucht.

Tabelle 3: Ausgabe der RMS-Werte durch SensInv2D mit standardisiertem Abbruchkriterium

Iterationsschritte n	RMS1in[%]	RMS2 in [%]	RMS3 in [%]	RMS3 _(n) - RMS3 _(n-1)
1	40.46	28.21	23.31	-
2	40.53	24.64	19.59	3.72
3	43.15	23.91	18.01	1.58
4	40.15	23.77	17.05	0.96
5	41.03	23.58	16.4	0.65
6	41.53	23.43	15.93	0.47
7	41.67	23.35	15.59	0.34
8	41.59	23.27	15.31	0.28
9	41.31	23.24	15.09	0.22

5.2 Darstellung zur Erfassung der Auswirkungen der Infiltration mittels der Prozessquotiententomografie

Um die Veränderungen des elektrischen Widerstandes in einer Deponie nach einer Infiltration zu visualisieren, muss die Prozessquotiententomografie (PQT) angewandt werden. Nachfolgend werden diese Auswertungstechnik und die durchgeführten Anpassungen mittels der Daten der ersten Messung beschrieben. Nachdem die Rohdaten überarbeitet (vgl. Kapitel 5.3) und wie beschrieben mittels der Inversionssoftware berechnet worden sind, konnten die ersten Ergebnisse in Tomogrammen dargestellt werden. Abb. 21 und Abb. 22 stellen zwei solcher Tomogramme dar. Dabei handelt es sich um zwei ausgesuchte Stunden der ersten Messung. Abb. 21 stellt dabei die spezifischen Widerstände des Untersuchungsgebietes 1 eine Stunde vor der Infiltration dar. Abb. 22 zeigt das gleiche Untersuchungsgebiet eine Stunde nach der Infiltration. Im Infiltrationsfeld 2 sind insgesamt 10 m³ Deponiesickerwasser infiltriert worden (vgl. Kapitel 4.3, Messung 1). Obwohl beide Tomogramme mit der gleichen Farbskalierung dargestellt werden, lassen sich zwischen den Tomogrammen keine signifikanten Veränderungen erkennen. Unter der Voraussetzung, dass durch die Infiltration von Deponiewasser die Widerstandsverteilung im Untersuchungsgebiet verändert wird, müssten zwischen den zwei

genannten Tomogrammen diese Unterschiede sichtbar werden. Dies ist aber nicht der Fall, da die entstandenen Unterschiede in ihrer Intensität zu gering sind, um von der Farbskalierung aufgelöst zu werden.

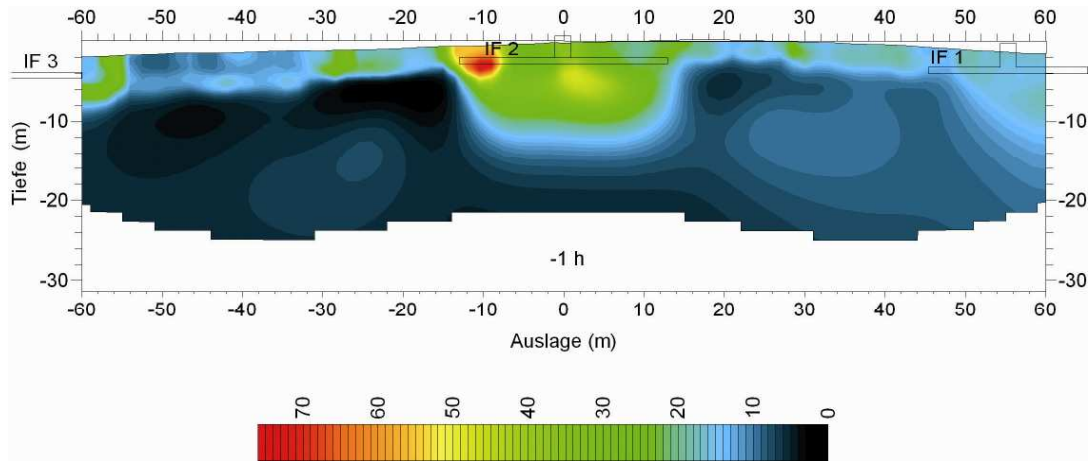


Abb. 21: Spezifische Widerstandsverteilung [Ωm] im Untersuchungsgebiet 1 eine Stunde vor der Infiltration

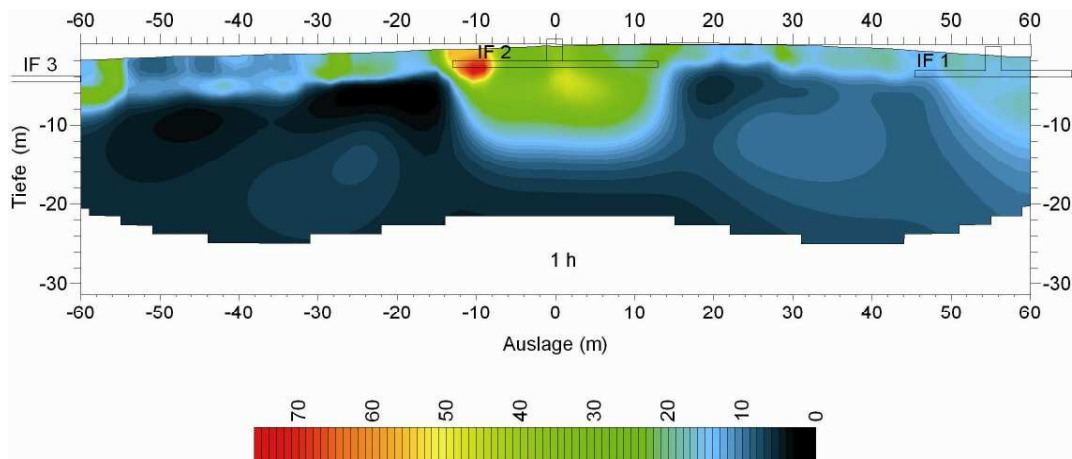


Abb. 22: Spezifische Widerstandsverteilung [Ωm] im Untersuchungsgebiet 1 eine Stunde nach der Infiltration

Erst durch den Einsatz der Prozessquotiententomografie lässt sich die Veränderung des spezifischen Widerstandes, die durch das Infiltrieren des Wassers verursacht wurde, erkennen. Innerhalb der Inversionssoftware sind zwei Auswertungsmöglichkeiten der Prozessquotiententomografie implementiert. Die eine Möglichkeit kann eine relative Veränderung von Zeitpunkt zu Zeitpunkt visualisieren, die andere die relative Veränderung zum Urzustand. Somit werden nicht die absoluten Werte des Untersuchungsgebietes betrachtet, sondern die relativen Veränderungen. Nachfolgend soll der Auswertungsablauf bezogen zu einem fixen Zustand erläutert werden, da mit der Methode der Prozessquotiententomografie die Auswirkungen der Infiltration in dieser Arbeit ausgewertet wurden. Im ersten Schritt werden mehrere Datensätze aufgezeichnet, die den zeitlichen Verlauf der jeweiligen Untersuchung

repräsentieren. Um eine Veränderung innerhalb eines bestimmten Zeitpunktes sichtbar zu machen, müssen die Messergebnisse der einzelnen Ausgangszeitpunkte nach der Infiltration zu einem Bezugsdatensatz vor der Infiltration in Verhältnis gesetzt werden. Die Inversionssoftware bildet dabei jeweils den Quotienten der einzelnen Datensätze und invertiert diese neu. Somit lässt sich die Veränderung im zeitlichen Ablauf in Bezug zu einem bestimmten Zeitpunkt nachvollziehen. Die so entstandenen Tomogramme stellen nicht mehr die spezifischen Widerstände, sondern die Veränderungen dieser zu einem fixen Ausgangszustand dar.

Diese Veränderung der ersten Stunde nach der Infiltration in Bezug zu der ersten Stunde vor der Infiltration ist in Abb. 23 als Tomogramm dargestellt. Somit können die Veränderungen zwischen Abb. 21 und Abb. 22 aufgezeigt werden. Die blau gefärbten Bereiche von Abb. 23 (1 bis 0.95) stellen eine Verringerung der spezifischen Widerstände dar; die roten Bereiche (1 bis 1.035) im Gegensatz dazu eine Erhöhung. Wird diese Vorgehensweise zu jeder Stunde nach der Infiltration durchgeführt, so können die Unterschiede im Untersuchungsgebiet vor und nach der Infiltration erfasst werden. Aus Abb. 23 lässt sich ablesen, dass die blau gefärbten Bereiche die Infiltrationsauswirkungen von Deponiesickerwasser kennzeichnen. Sickerwasser besitzt einen deutlich höheren Elektrolytgehalt als Porenwasser und trägt zu einer Widerstandsverringerung im Untersuchungsgebiet bei, die als blau gefärbte Bereiche in den Tomogrammen erscheint (vgl. Abb. 23). In Kapitel 5.4 werden diese Zusammenhänge näher beschrieben. Somit wurden für die weitere Darstellung nur die blauen Bereiche weiter betrachtet und ausgewertet. Damit alle Ergebnisse vergleichbar bleiben und auch kleinste Veränderungen detektiert werden können, wurde eine neue Farbgebung eingeführt. Die Farbskala in Abb. 24 ist eine prozentuale Darstellung der Ergebnisse zur jeweiligen Stunde. Somit bedeuten „-100 %“ (für dieses Beispiel 0.95) einen maximalen Ausschlag innerhalb der Datenmatrix zur jeweiligen Stunde (n) und „- 80 %“ (für dieses Beispiel 0.96) 80% Prozent des maximalen Ausschlags zur jeweiligen Stunde (n). „0 %“ (für dieses Beispiel 1) entspricht keiner Veränderung zum Referenzdatensatz. Eine weitere Information, die sich durch die neue Farbgebung herauslesen lässt, ist der maximale Wert innerhalb der Datenmatrix zum Zeitpunkt n (gelber und schwarzer Bereich). Diese Werte der einzelnen Stunden können trotz einer vermeintlich geringeren Intensität zu anderen Datensätzen detektiert werden. Mit der hier vorgestellten Farbgebung können keine quantitativen, sondern nur qualitative Aussagen getätigt werden. Somit lassen sich nicht nur die einzelnen Stunden vergleichen, sondern auch die Ausbreitung der Fahne im Zeitverlauf verfolgen.

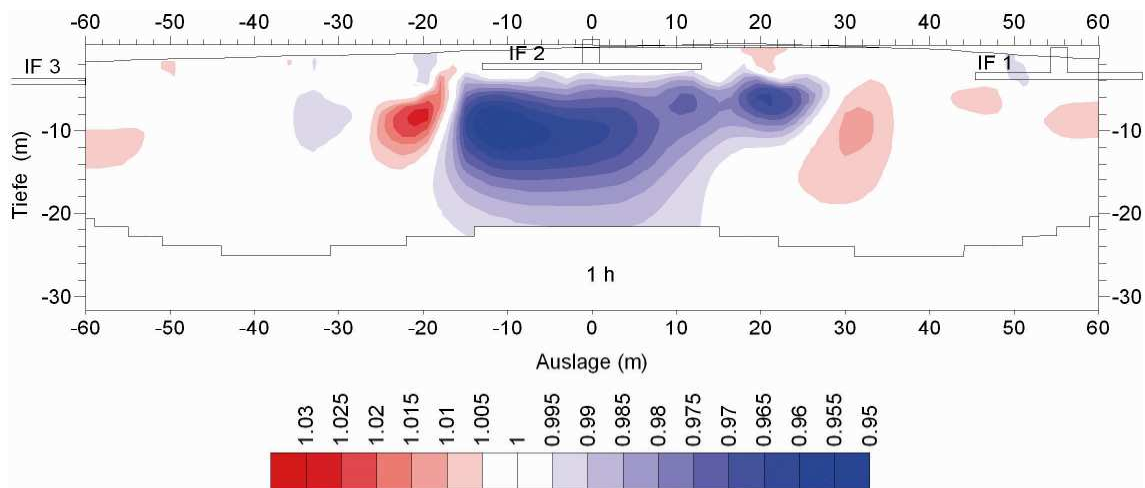


Abb. 23: Untersuchungsgebiet 1 eine Stunde nach der Infiltration. Skalierung dimensionslos [-]

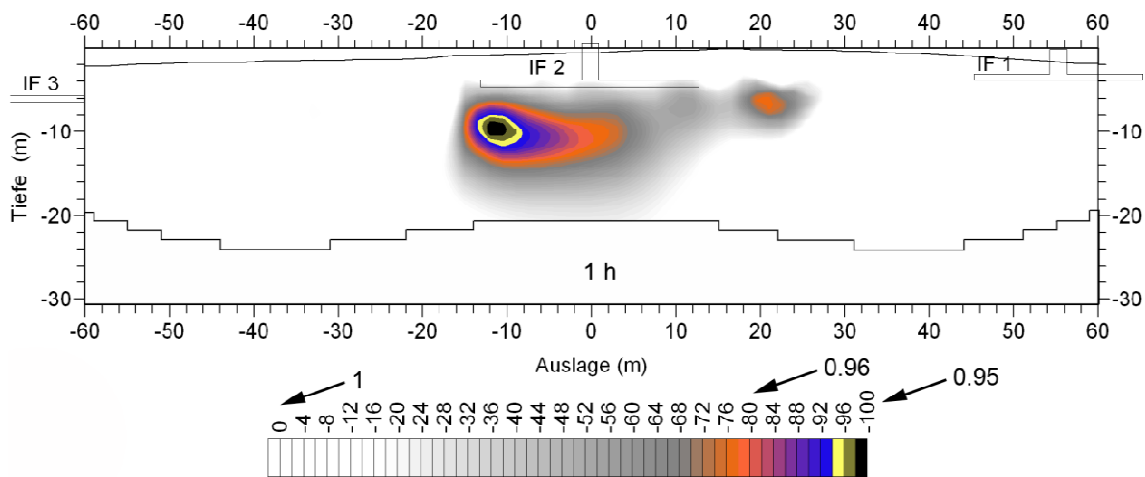


Abb. 24: Untersuchungsgebiet 1 eine Stunde nach der Infiltration auf den Maximalwert normiert mit einer prozentualen Skalierung in [%]

Um dies sichtbar zu machen, werden die einzelnen Tomogramme mit den jeweiligen Stunden aufsummiert. Grafisch realisiert wird das durch das folienartige Übereinanderlegen der Tomogramme. Dieses Vorgehen ermöglicht die Visualisierung von Veränderungen bis zur jeweiligen Stunde in Filmsequenzen beziehungsweise Tomogrammen. Die hier beschriebene Vorgehensweise ist in Abb. 25 komplett dargestellt. Darin stellt die erste Spalte die spezifischen Widerstände des Untersuchungsgebietes zum Zeitpunkt n dar. Die zweite Spalte zeigt die Veränderung zum Zeitpunkt n . Als Letztes belegt die dritte Spalte die gesamte Veränderung bis zur jeweiligen Stunde n . Zwischen den Spalten werden die logischen Verknüpfungen bei der Auswertung dargestellt.

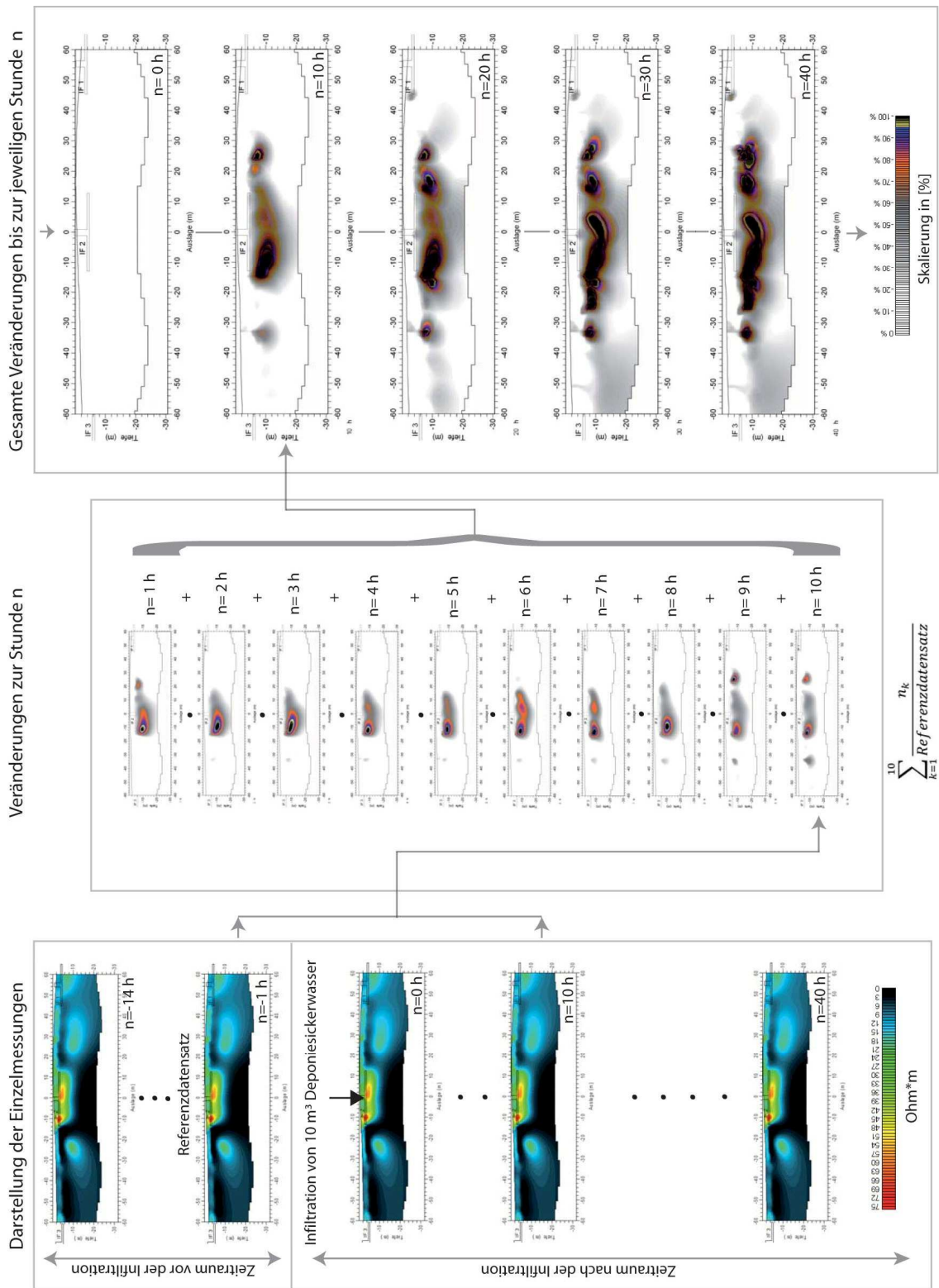


Abb. 25: Auswertung und Darstellung der Prozessquotiententomografie am Beispiel der ersten Messung im Untersuchungsgebiet 1. Die Darstellung der gesamten ersten Messung befindet sich in Anhang B.

5.3 Datenbereinigung

Aufgrund der Quotientenbildung zwischen den scheinbaren spezifischen Widerständen werden multiplikative fehlerbehaftete Faktoren durch die Inversion in der Prozessquotiententomografie eliminiert. Der Einfluss einer schlechten Datenqualität dagegen, die beispielsweise durch Eigenpotenzialschwankungen beziehungsweise ein schlechtes Auflösungsvermögen der Anordnung verursacht werden kann, wird nicht eliminiert. Innerhalb der Prozessquotiententomografie verursachen diese Einflüsse Artefakte, die zur schlechteren Interpretation bis hin zu Verfälschung der Auswertung führen können. Somit müssen diese Einflüsse eliminiert beziehungsweise quantifiziert werden. Eine Möglichkeit, diese Einflüsse zu quantifizieren, wurde durch eine statistische Auswertung des Messgerätes während der Messung unternommen. Wie schon in Kapitel 4.2 beschrieben, hat das Messgerät für die Abarbeitung des Messprotokolls circa 45 Minuten benötigt, wobei insgesamt 856 einzelne scheinbare spezifische Widerstände pro Messdurchlauf aufgezeichnet wurden. Jeder Einzelwert der 856 Messdaten des Messdurchlaufes wurde vom Messgerät viermal nacheinander ermittelt. Daraus wurde ein Mittelwert gebildet, der mit einer Median-Standardabweichung angegeben wurde. In dieser Arbeit wurden die Daten mit einem Schwellenwert von 2% bereinigt. Die Bereinigung der Rohdaten erfolgte durch einen Algorithmus, der alle 856 Einzelwerte des Messdurchlaufes analysierte. Falls diese eine höhere Standardabweichung als 2 % vorwiesen, wurden sie durch die Einzelwerte aus dem Referenzdatensatz ersetzt (vgl. Abb. 25). Somit wurden nur noch die Einzelwerte innerhalb des Messdurchlaufes berücksichtigt, die eine geringere Standardabweichung als 2% vorwiesen. In der Inversion kamen die Einzelwerte mit einer höheren Standardabweichung als 2 % nicht mehr zum Tragen, da sie keine Veränderung zum Bezugsdatensatz vorwiesen. Um die Auswirkungen der restlichen 2% innerhalb der Inversion zu quantifizieren, wurden synthetische Datensätze generiert, die eine maximale Veränderung von 2% zwischen Bezugs- und Vergleichsdatensatz aufwiesen. Mittels der in Kapitel 5.2 beschriebenen Vorgehensweise wurden diese synthetischen Daten ausgewertet. Dabei ergaben sich relative Veränderungen zum modellierten Bezugsdatensatz von max. 0,995 als Verringerung beziehungsweise 1,005 als Erhöhung. Innerhalb der Farbgebung der Tomogramme wurden somit die Bereiche zwischen 1 und 0,99 ausgeblendet (vgl. Abb. 23 und Abb. 24 (0 bis 20% der Skala)).

5.4 Weitere Bereinigungen der Daten vor der Darstellung in den Tomogrammen

Wie in Kapitel 5.2 erläutert, wurden die Ergebnisse, die mittels der Prozessquotiententomografie ermittelt worden waren, in Tomogrammen visualisiert. In

den Tomogrammen dieser Arbeit werden neben dem zweiprozentigen Schwellenwert aus der Datenbereinigung Bereiche, die größer als 1 sind, ebenfalls nicht innerhalb der Ergebnistomogramme dargestellt. Diese Bereiche stellen eine Erhöhung der spezifischen Widerstände zum Bezugsdatensatz¹⁸ innerhalb des jeweiligen Tomogrammes dar. Mit der Betrachtung der Ergebnisse in Abb. 26 und Abb. 27 lässt sich diese Vorgehensweise bei der Auswertung beispielhaft für alle anderen Messungen begründen. Die nachfolgenden Tomogramme zeigen zwei verschiedene Darstellungen der gleichen 45 Stunden einer Messung nach der Infiltration von 10 m³ Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 2.

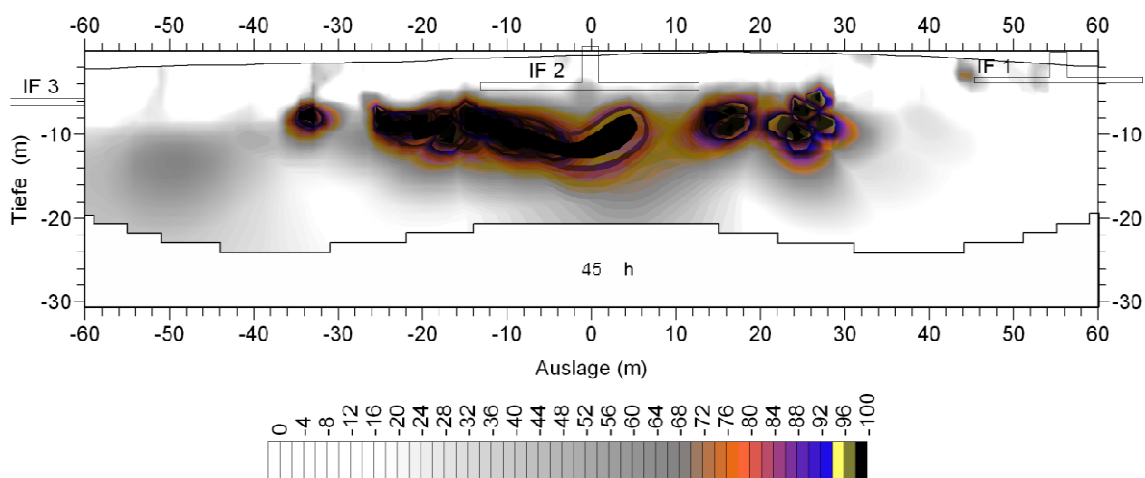


Abb. 26: Gesamte Veränderungen 45 Stunden nach einer Infiltration von 10 m³ Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 2, Färbung der Daten (kleiner als 1) aus der PQT analog zu Kapitel 5.2 (Untersuchungsgebiet 1, Messung 1, Bezugsdatensatz für die PQT: erste Stunde der Messung 1, Skalierung in [%])

Das Tomogramm von Abb. 26 stellt die Abnahme der spezifischen Widerstände¹⁹ dar; das von Abb. 27 hingegen die Zunahme²⁰. Beide Abbildungen zeigen den gleichen Datensatz. Die zwei Skalen sind auf den maximalen Wert der jeweiligen Stunden und Wert²¹ normiert. Wird nun ein bekanntes Ereignis, wie die Infiltrationsmaßnahmen in Infiltrationsfeld 2 der ersten Messung beobachtet, so ist dieses zeitlich und räumlich nur in den Tomogrammen erkennbar, die die Verringerung der spezifischen Widerstände darstellen (vgl. Abb. 26). Dies gilt sowohl für eine statische (vgl. Abb. 26 und Abb. 27) als auch eine dynamische Betrachtung (von Stunde zu Stunde, vgl. Anhang B, Messung 1 und Messung 1 rot). Diese beschriebene Charakteristik der Darstellung lässt sich nur eindeutig nach der Infiltration von Deponiesickerwasser beobachten.

¹⁸ In diesem Fall eine Stunde vor der Infiltration.

¹⁹ Alle Werte von 0.99 und kleiner innerhalb des Grids.

²⁰ Alle Werte von 1.01 und größer innerhalb des Grids.

²¹ Kleiner beziehungsweise größer als eins.

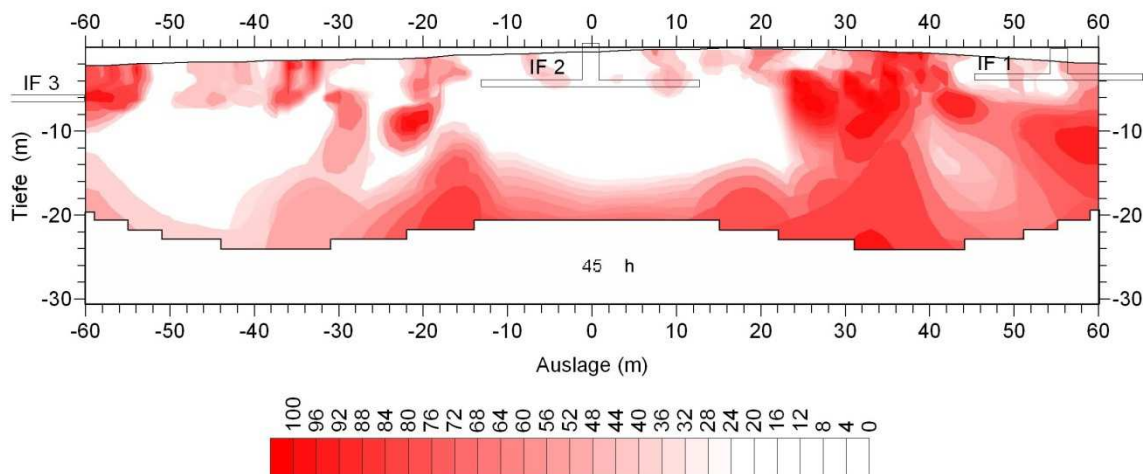


Abb. 27: Gesamte Veränderungen 45 Stunden nach einer Infiltration von 10 m^3 Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 2, Färbung der Daten (größer als 1) aus der PQT analog zu Kapitel 5.2 (Messung 1, Bezugsdatensatz für die PQT: erste Stunde der Messung 1, Skalierung in [%])

Bei Anwendung von Infiltrationsmedien mit geringerem Salzgehalt (z. B. Brauchwasser), wie in Kapitel 6.2.2 dargestellt, ist diese Charakteristik schwächer ausgeprägt. Dabei spielt die elektrische Leitfähigkeit des Mediums für die Ausprägung des Kontrastes eine große Rolle. Da die Darstellung der Bereiche über 1 bei der Auswertung irritieren würden und für die Auswertung der Auswirkungen von Infiltrationsmaßnahmen mit Deponiesickerwasser keine Rolle spielen, werden sie in dieser Arbeit innerhalb der Tomogramme nicht weiter berücksichtigt (vgl. Abb. 27).

Ein weiterer Bereich, der nicht dargestellt wird, sind Tiefen über 20 m. Bei einer Oberflächenmessung nimmt die Genauigkeit mit der Tiefe ab und ist je nach Elektrodenauslage, Elektrodenkonfiguration und Untergrundbeschaffenheit durch eine maximale Eindringtiefe geprägt. Ab einer Tiefe von 24 m ist in den Tomogrammen eine Begrenzungslinie eingezeichnet. Diese Linie bildet eine festgesetzte maximale Darstellungstiefe in den Tomogrammen. Alle Daten unterhalb dieser Linie sind nicht vertrauenswürdig und werden deshalb in den Tomogrammen nicht dargestellt. Die Position dieser Linie wurde aufgrund der Sensitivitätsverteilung und der theoretischen Eindringtiefe festgelegt. Die Sensitivitätsverteilung wird durch die Inversionssoftware in Abhängigkeit der Elektrodenkonfiguration für die Inversionen errechnet (vgl. Abb. 27). Die Eindringtiefe lässt sich nur theoretisch ermitteln, da die Beschaffenheit des Untergrundes nicht hinreichend genau bekannt ist. Somit lässt sich die Erkundungstiefe nur mittels von Faktoren abhängig von der Elektrodenkonfiguration und -auslage aus der Literatur abschätzen (vgl. Dahlin & Zhou (2002) und Knödel et al. (2005)). Im schlechtesten Fall ergibt sich für die eingesetzte Elektrodenkonfiguration und -auslage eine maximale Eindringtiefe von circa 18 m; im

besten Fall von circa 28 m. Für die weitere Auswertung wurde eine Erkundungstiefe von 20 m gewählt. Aus der Kombination der Sensitivitätsverteilung und der festgesetzten Erkundungstiefe bildet sich der Verlauf der Sensitivitätsgrenze in allen Tomogrammen (vgl. Abb. 27, schwarz gefärbter Bereich).

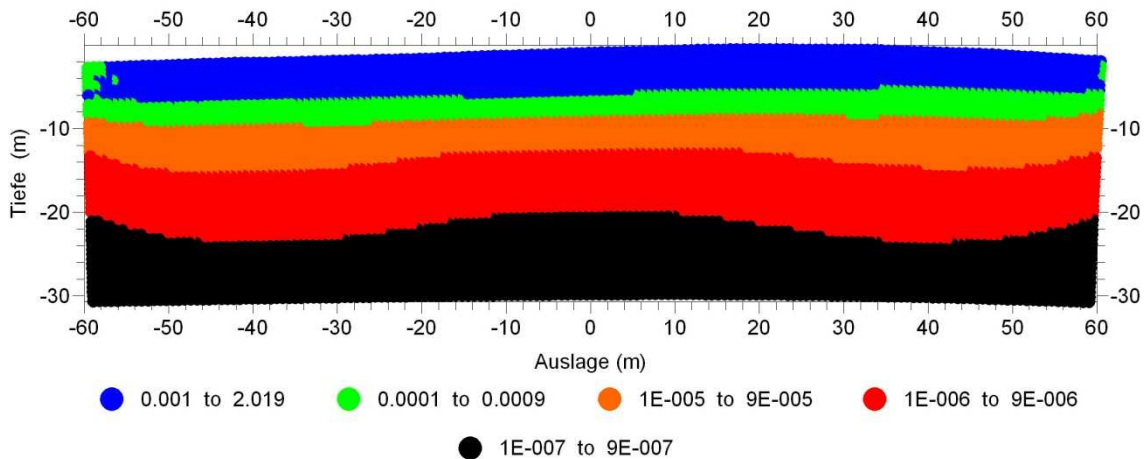


Abb. 28: Darstellung der Sensitivitätsverteilung der Elektrodenkonfiguration im Untersuchungsgebiet, berechnet durch SensInv2D

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass der zweiprozentige Schwellenwert aus der Datenbereinigung; Bereiche, die größer als 1 sind sowie Informationen, die unterhalb von 20 m liegen, nicht in den nachfolgenden Tomogrammen dieser Arbeit dargestellt werden können.

6 Ergebnisse und Diskussion

6.1 Modellbetrachtungen

Bevor die gesamten Untersuchungen der vorliegenden Arbeit mit dem entstandenen Auswertungs- und Darstellungsalgorithmus aufgeführt werden, ist es sinnvoll, die Darstellungseigenschaften und -grenzen des Algorithmus zu erläutern und quantifizieren, um ein besseres und exaktes Verständnis der entstandenen Ergebnisse zu erhalten. Für die Quantifizierung wurden synthetische Datensätze erstellt und mittels des Auswertungs- und Darstellungsalgorithmus der vorliegenden Arbeit auf ihre Darstellungseigenschaften überprüft. Alle entstandenen synthetischen Datensätze basieren auf der eingesetzten Elektrodenauslage und -konfiguration des Untersuchungsgebietes 1. Die so entstandenen Ergebnisse wurden mit den Rahmenbedingungen des Untersuchungsgebietes 1 grafisch ergänzt (vgl. Abb. 29). Somit beinhalten alle nachfolgenden Tomogramme in Kapitel 6 die Rahmenbedingungen, die Darstellung der Lage der modellierten Bereiche sowie die Auswirkungen der Modellierungen des Untersuchungsgebietes 1 (vgl. Tabelle 4 bis Tabelle 7).

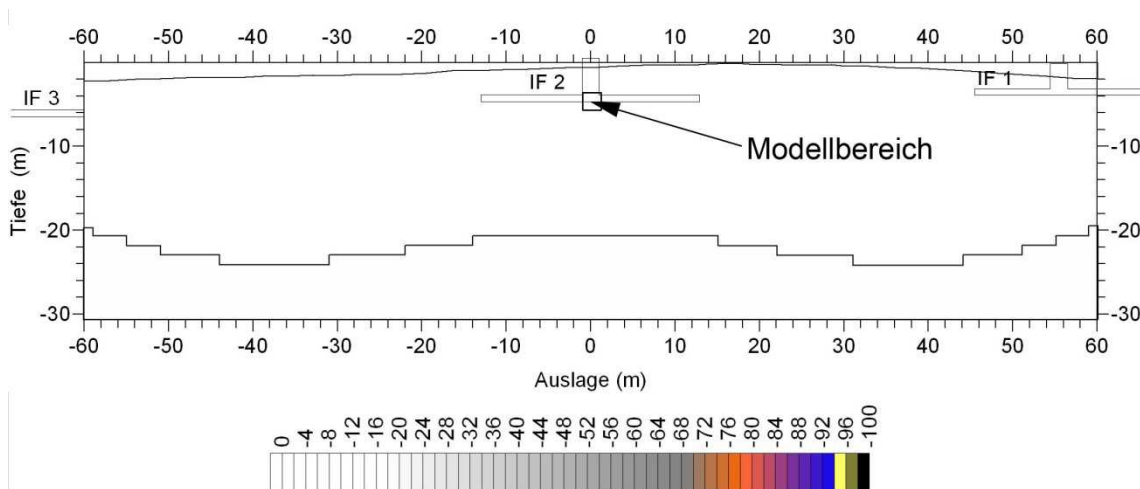


Abb. 29: Beispiel der Lage eines 2 x 2 m großen modellierten Bereiches für die Modellierungsreihe dieses Kapitels

Für die Auswertung wurde als Erstes ein homogener Datensatz modelliert, der als Bezugsdatensatz für alle Modellierungsreihen in den PQT diente. Der modellierte Bezugsdatensatz wurde über das gesamte Datengrid mit einem elektrischen Widerstand von 100 Ωm belegt.

Mit der ersten Modellierungsreihe (vgl. Tabelle 4) wurden die Auswirkungen von unterschiedlichen Abnahmen des elektrischen Widerstandes an ein und derselben Stelle innerhalb der Daten untersucht. Hierbei wurde ausgehend von dem modellierten Bezugsdatensatz an den Koordinaten $x = 0$ m und $z = -4$ m ein 2 x 2 m großer Bereich eingefügt, dessen Wert von Modellierung zu

Modellierung prozentual stufenweise herabgesetzt und ausgewertet wurde. Die erste Spalte beziffert die prozentual modellierte Abnahme und minimale Verringerung innerhalb des Datengrids²² nach der Inversion. Die zweite Spalte stellt die Ergebnisse dar. Aus der ersten Modellierungsreihe wird deutlich, dass ab einer Verringerung der Veränderung von mehr als 10 % sich nur der maximale Wert verändert und somit der Kontrast, jedoch nicht die Lage und Größe der Darstellung. Durch den Vergleich der theoretischen Lage der Veränderung²³ mit den Ergebnissen wird außerdem deutlich, dass die Ergebnisse größer und nach unten verschoben dargestellt werden.

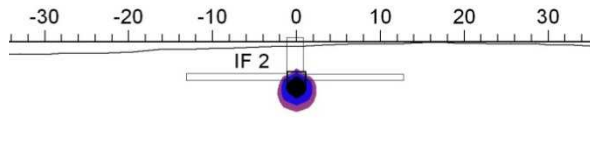
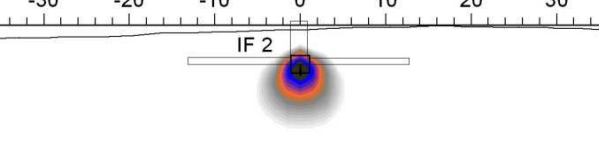
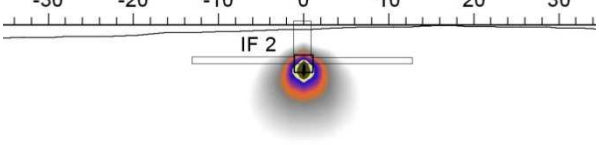
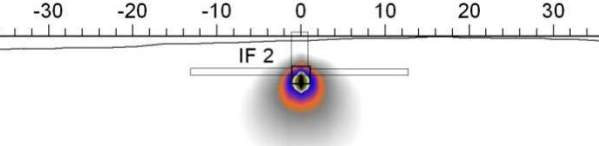
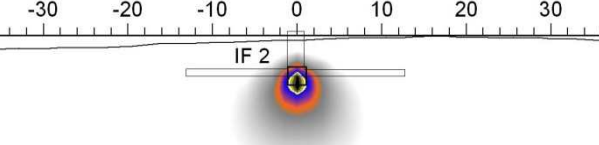
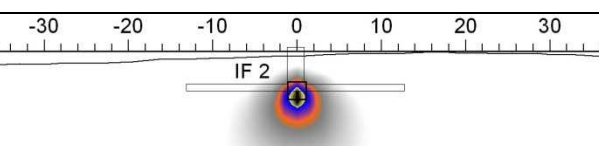
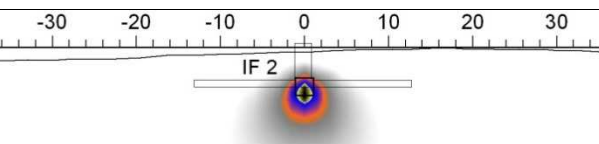
Mit der zweiten Modellierungsreihe (vgl. Tabelle 5) wurden die Darstellungseigenschaften in unterschiedlichen Tiefen überprüft. Dabei wurde eine 99 %-Abnahme des elektrischen Widerstandes gegenüber einem modellierten Bezugsdatensatz in unterschiedlichen Tiefen generiert und ausgewertet. Analog zu der ersten Modellierungsreihe betragen die Größe der Modellbereiche 2 x 2 m. Bei der Betrachtung der Ergebnisse wird deutlich, dass mit der Zunahme der Tiefe die Intensität des minimalen Höchstwertes innerhalb der einzelnen Datengrids und somit der Kontrast nach der Inversion abnimmt (vgl. zweite Spalte, Tabelle 5). Weiterhin nimmt mit der Tiefe die Darstellung der Ergebnisse von ihren Ausmaßen in den Tomogrammen zu (vgl. dritte Spalte, Tabelle 5). Somit wird ausgehend von der Tiefe das Ergebnis wesentlich größer dargestellt als es in der Realität vorhanden ist. Andererseits nehmen mit der Tiefe die Ereignisse an Intensität ab und können durch kontrastreichere weitere Ereignisse innerhalb des Datengrids überschattet werden (vgl. Abb. 30). Somit muss mit zunehmender Tiefe eine Veränderung des elektrischen Widerstandes immer stärker werden, um detektiert zu werden. Ab einer Tiefe von 20 m wird sogar eine 99 %-Änderung nicht mehr detektiert (vgl. elfte Zeile, Tabelle 5).

Mit der vierten Modellierungsreihe (vgl. Tabelle 6) wurde schrittweise die horizontale Entfernung in einer Tiefe von 4 m von zwei 2 x 2 m großen Modellbereichen simuliert. Die Abnahme in den Modellbereichen zu dem ursprünglichen Bezugsdatensatz wurde auf 40 % festgesetzt. Aus den Ergebnissen wird deutlich, dass unter den hier festgesetzten Rahmenbedingungen erst bei einem Abstand über 8 m zwischen den zwei Bereichen (vgl. vierte Zeile, Tabelle 6) diese auch einzeln dargestellt werden. Dieser Abstand ist von der Größe, der Intensität der Veränderung und der Tiefe abhängig. Somit lässt sich dieser Wert nur theoretisch unter Modellbedingungen ableiten, aber nicht in der Realität im Nachhinein quantifizieren.

²² Vgl. Kapitel 5.2, Abb. 24.

²³ Eingezeichnetes 2 x 2 m großes Viereck bei den Koordinaten $x = 0$ m und $z = -4$ m von Abb. 29.

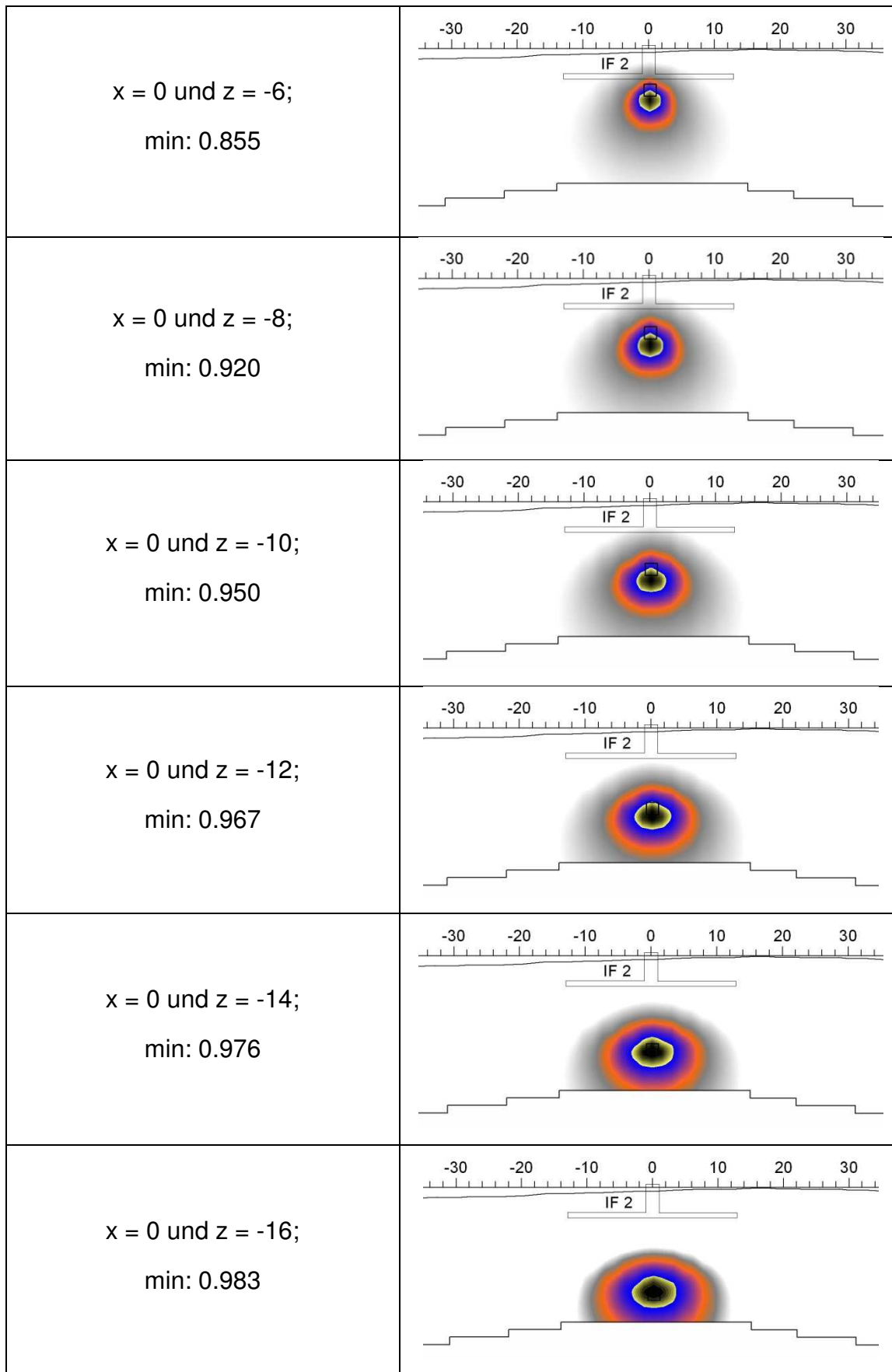
Tabelle 4: Ergebnisse der ersten Modellierungsreihe mit einer 2 x 2 m großen stufenweise herabgesetzten modellierten Veränderung bei den Koordinaten $x = 0$ und $z = -4$

Abnahme des ursprünglichen Wertes und Ergebnis nach der Inversion	Darstellung [Farbskalierung vgl. Abb. 29]
Abnahme um 10 %; min: 0.987	
Abnahme um 20 %; min: 0.974	
Abnahme um 30 %; min: 0.959	
Abnahme um 40 %; min: 0.944	
Abnahme um 50 %; min: 0.927	
Abnahme um 60 %; min: 0.908	
Abnahme um 70 %; min: 0.885	

<p>Abnahme um 80 %; min: 0.856</p>	
<p>Abnahme um 90 %; min: 0.811</p>	

Tabelle 5: Modellierung eines 2 x 2 m großen Bereiches an unterschiedlichen vertikalen Stellen mit einer Abnahme des ursprünglichen Wertes innerhalb des modellierten Bereiches um 99 %

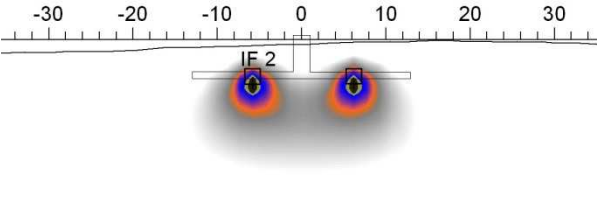
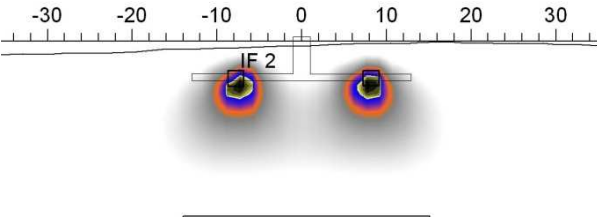
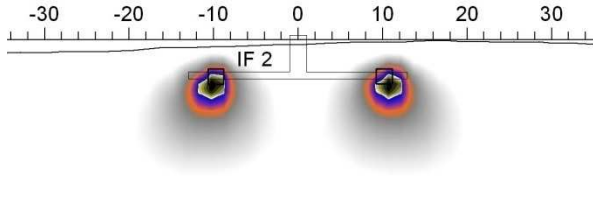
<p>Mittelpunkte der Modellbereiche und Ergebnis nach der Inversion</p>	<p>Darstellung [Farbskalierung vgl. Abb. 29]</p>
<p>$x = 0$ und $z = -1$; min: 0.400</p>	
<p>$x = 0$ und $z = -2$; min: 0.585</p>	
<p>$x = 0$ und $z = -4$; min: 0.681</p>	



<p>$x = 0$ und $z = -18$; min: 0.987</p>	
<p>$x = 0$ und $z = -20$; min: 0.990</p>	

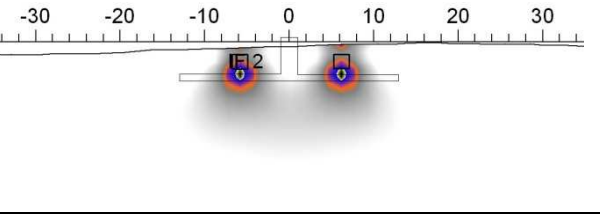
Tabelle 6: Modellierung von zwei 2 x 2 m großen Bereichen an unterschiedlichen horizontalen Stellen mit einer Abnahme der ursprünglichen Werte innerhalb der modellierten Bereiche um 40 %

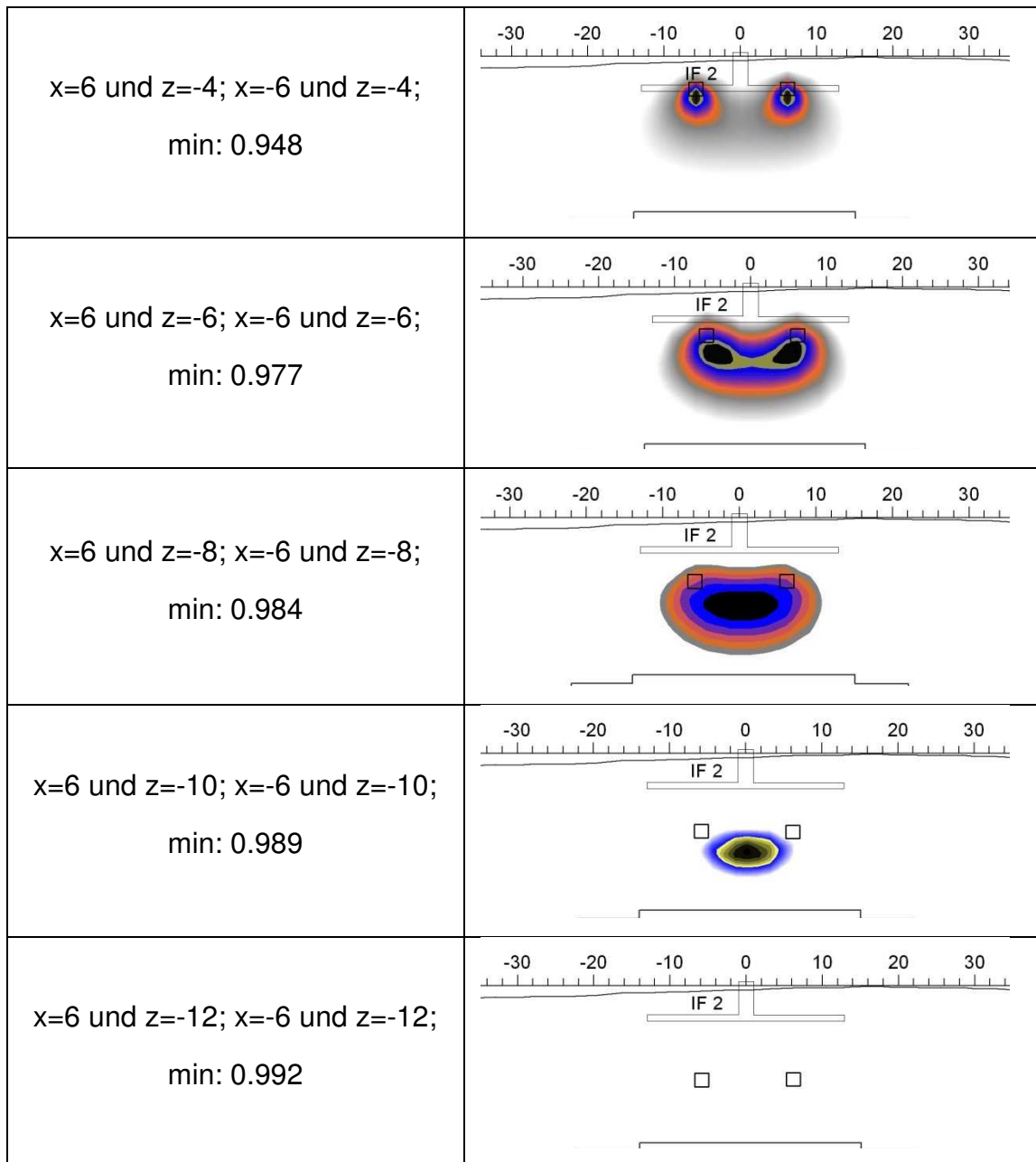
<p>Mittelpunkte der Modellbereiche und Ergebnis nach der Inversion</p>	<p>Darstellung [Farbskalierung vgl. Abb. 29]</p>
<p>$x=1$ und $z=-4$; $x=-1$ und $z=-4$; min: 0.794</p>	
<p>$x=2$ und $z=-4$; $x=-2$ und $z=-4$; min: 0.801</p>	
<p>$x=4$ und $z=-4$; $x=-4$ und $z=-4$; min: 0.890</p>	

$x=6$ und $z=-4$; $x=-6$ und $z=-4$; min: 0.948	
$x=8$ und $z=-4$; $x=-8$ und $z=-4$; min: 0.881	
$x=10$ und $z=-4$; $x=-10$ und $z=-4$; min: 0.876	

Ergänzend zur vierten Modellierungsreihe wurden die zwei Modellbereiche mit gleichbleibendem Abstand in unterschiedlicher Tiefe untersucht. Dabei wurden die Rahmenbedingungen aus der vierten für die fünfte Modellierungsreihe angewendet, wobei der Abstand zwischen den modellierten Bereichen auf 12 m erhöht wurde. Wie aus der zweiten Modellierungsreihe bekannt ist, nimmt der Kontrast und damit das Auflösungsvermögen und die Genauigkeit mit der Tiefe ab (vgl. Tabelle 7). Im vorliegenden Fall ist ab einer Tiefe über 6 m keine Einzeldarstellung der modellierten Veränderungen in den Ergebnissen vorhanden. Diese wachsen zu einem einzelnen Ereignis zusammen und sind ab einer Tiefe über 12 m nicht mehr detektierbar.

Tabelle 7: Modellierung von zwei 2 x 2 m großen Bereichen an unterschiedlichen vertikalen Stellen mit einer Abnahme der ursprünglichen Werte innerhalb der modellierten Bereiche um 40 %

Mittelpunkte der Modellbereiche und Ergebnis nach der Inversion	Darstellung [Farbskalierung vgl. Abb. 29]
$x=6$ und $z=-2$; $x=-6$ und $z=-2$; min: 0.919	



Mit der letzten Modellierung sollte die Beeinträchtigung beziehungsweise Wechselwirkung zwischen mehreren Ereignissen innerhalb eines Grids verdeutlicht werden. Dabei wurden insgesamt fünf Bereiche innerhalb eines Datensatzes modelliert. Die modellierten 2×2 m großen Bereiche sind in einer Tiefe von 4 m angeordnet (vgl. Abb. 30). In Tomogramm von Abb. 30 sind neben der visualisierten Darstellung der Ergebnisse unterhalb des jeweiligen Bereiches auch der numerische Wert vermerkt. Sowohl aus der Visualisierung als auch aus den Werten lassen sich Unterschiede bei den Ergebnissen ableiten. Obwohl alle fünf modellierten Bereiche in der gleichen Tiefe angeordnet sind und mit gleicher Abnahme des elektrischen Widerstandes von 40 % modelliert

sind, wirken sich diese unterschiedlich auf die Kontrastbildung des Ergebnisses aus. Daraus lässt sich schließen, dass nicht nur die Tiefe, sondern auch die Konstellation der Ereignisse zueinander eine Rolle für die Kontrastbildung und die Darstellung der einzelnen Ergebnisse innerhalb des Grids spielt.

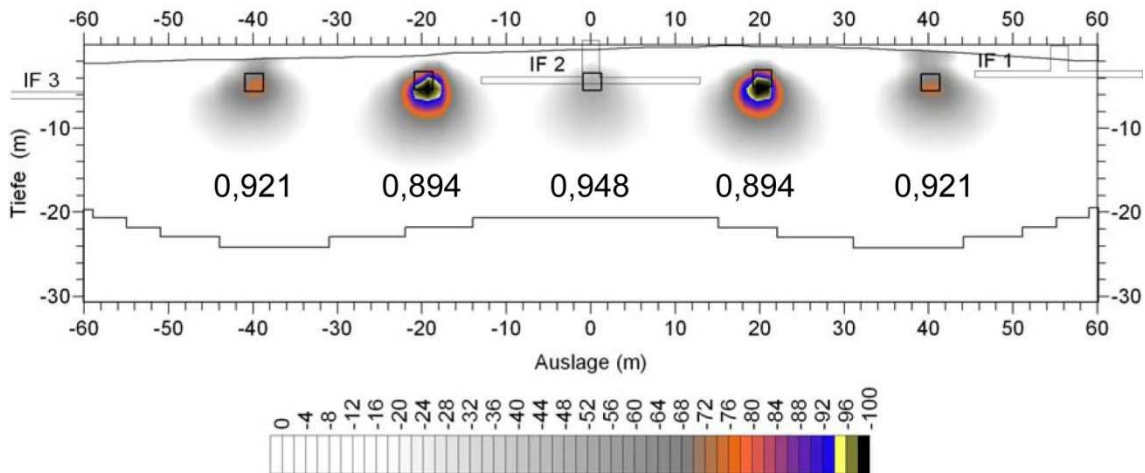


Abb. 30: Darstellung der Lage und Ergebnisse von fünf 2 x 2 m großen modellierten Bereiche in einer Tiefe von $z = -4$ m mit einer Abnahme des ursprünglichen Wertes innerhalb der Bereiche um 40 %

Zusammenfassend lassen sich aus den Ergebnissen der Modellierungen folgende Schlüsse ziehen: In erster Linie können mit dem Auswertungs- und Darstellungsalgorithmus der vorliegenden Arbeit nur qualitative, aber nicht quantitative Informationen erzielt werden. Da die Beschaffenheit des Untergrundes nicht bekannt ist und die Intensität eines Ergebnisses von der Tiefe und der Konstellation zu anderen Ereignissen abhängig ist, lässt sich zwischen den invertierten Ergebnissen und einem bestimmten Wassergehalt keine Korrelation herstellen. Hingegen lässt sich mit Einschränkungen ein Ereignis zeitlich und räumlich eingrenzen, wobei die entstandenen Ereignisse in den Tomogrammen unabhängig von der Tiefe verzerrt abgebildet werden. Grundsätzlich werden diese größer und nach unten verschoben dargestellt. Dabei spielt die Intensität der Veränderung zum Bezugsdatensatz für die zeitliche und räumliche Eingrenzung des Ereignisses keine Rolle. Auch Ereignisse mit geringer Intensität werden im Vergleich zu anderen Stunden gleichwertig dargestellt (vgl. Tabelle 4). Die größte Einschränkung für eine an der Oberfläche angeordnete Elektrodenauslage ist dabei, dass mit der Tiefe die Genauigkeit abnimmt und somit die Ergebnisse immer verzerrter und größer dargestellt werden. Erschwerend kommt hinzu, dass ein Ereignis mit zunehmender Tiefe immer intensiver vorhanden sein muss, um detektiert zu werden. Somit lassen sich eher horizontale als vertikale Flüsse ununterbrochen im Zeitverlauf beobachten. Ein vertikales Ereignis würde mit zunehmender Tiefe immer ungenauer erscheinen und an Intensität verlieren. Dies führt zu einer

lückenhaften und mit der Tiefe abnehmenden Detektierung des vertikalen Flusses. Ein weiterer Einfluss, der nicht mit dieser Modellierungsreihe und den Untersuchungen abgeschätzt werden kann, ist der Einfluss der dritten Dimension. Fridell (1997) weist darauf hin, dass grundsätzlich lineare Elektrodenanordnungen in Bezug auf die Sensitivitätsverteilung sich rotations-symmetrisch um die Profilachse verhalten. Somit muss davon ausgegangen werden, dass auch vorhandene Ereignisse, die in parallelen Ebenen zur Mess-ebene ihren Ursprung haben, sich auf die Ergebnisse auswirken.

6.2 Messkampagne 1

Durch Untersuchungen mittels der Geoelektrik konnte nachgewiesen werden, dass sowohl zwei- als auch dreidimensionale Transportprozesse im Untergrund mit unterschiedlichen geoelektrischen Messverfahren detektiert werden können. Beispiele finden sich unter anderem in Schütze (1999), Gößling (2004) und Hoffmann (2004). Unterstützend wurden bei diesen Untersuchungen Tracerstoffe eingesetzt. Wie bereits in Kapitel 5.2 beschrieben, erfasst die Multielektroden-Messtechnik in Verbindung mit der Prozessquotiententomografie nicht nur die Widerstandsverteilung im Untergrund, sondern auch die zeitlichen Veränderungen. Die Eigenschaft der Messtechnik, die Widerstandsverteilung im Zeitverlauf zu detektieren, prädestiniert dieses geophysikalische Messverfahren für den Einsatz zur Erkundung von Infiltrationsauswirkungen in der Deponie. Dabei wird vorausgesetzt, dass eine Korrelation zwischen der zu beobachtenden Widerstandsveränderung und den Auswirkungen der Infiltrationen besteht. Diese Korrelation soll anhand von Untersuchungen unter Deponiebedingungen innerhalb der vorliegenden Arbeit näher untersucht werden. Die Bestandteile, die sich im Deponiesickerwasser befinden, verhalten sich wie Tracersubstanzen und tragen zu einer Verringerung des elektrischen Widerstandes im Deponiekörper bei. Das Untersuchungsziel der ersten Messkampagne war es daher, zu prüfen, ob und wie sich der spezifische Widerstand im Untersuchungsgebiet nach einer Infiltration verändert und wie die Rahmenbedingungen diesbezüglich sein müssen, um die verursachte Widerstandsveränderung durch die Infiltrationsversuche mittels der Messtechnik zu detektieren.

Dabei wurden folgende Fragestellungen untersucht:

- Die Unterschiede zwischen Nichtinfiltration und definierten Infiltrationsversuchen (das grundsätzliche Detektieren einer Infiltration).
- Die Auswirkung des Infiltrationsmediums
- Die Auswirkung der Infiltrationsmenge
- Die Reproduzierbarkeit der Messung in Bezug zur Detektierbarkeit eines Infiltrationsversuches

6.2.1 Unterschiede zwischen Nichtinfiltration und definierten Infiltrationsversuchen

Ein Infiltrationsversuch ist ein synthetisches Ereignis, das im Falle dieser Arbeit zeitlich und räumlich zugeordnet werden kann. Der Unterschied zwischen Infiltration und Nichtinfiltration lässt sich am einfachsten mit einer Vorher-Nachher- Betrachtung erfassen. In allen Messkampagnen wurde mindestens eine Woche vor der ersten Messung keine Infiltration durchgeführt und anschließend ohne zu infiltrieren Daten aufgezeichnet (vgl. Kapitel 4.3 bis 4.5). In dieser Arbeit werden dieses Vorgehen und die erste Messung einer Messkampagne als Nullmessung bezeichnet. Als Nullmessungen innerhalb der Messkampagnen sind die Messungen 0, 3, 12 und 16 durchgeführt worden. Die Messung 0 (Abb. 31) und Messung 3 (Abb. 33) sind Bestandteile der ersten Messkampagne, die Messung 12 (Abb. 44) ist Bestandteil der zweiten Messkampagne und die Messung 16 (Abb. 49) ist Bestandteil der dritten Messkampagne. Obwohl mindestens eine Woche vor der Messung 0 nicht infiltriert wurde, treten in den Tomogrammen der Messung 0 an unterschiedlichsten Stellen Veränderungen auf. Auch bei einer Verlängerung der infiltrationsfreien Zeit auf einen Monat vor einer Messung werden diese Veränderungen sichtbar (vgl. Messung 3 (Abb. 33) Messung 12 (Abb. 44) beziehungsweise Messung 16 (Abb. 49)). Ursprünglich sollten die Nullmessungen das Hintergrundrauschen quantifizieren. Dabei hat sich herausgestellt, dass es sich nicht um ein Hintergrundrauschen handelte, sondern um Ereignisse, die sich nicht genau zuordnen ließen. Dies lässt sich einerseits damit begründen, dass Abbauprozesse und Strömungen im Deponiekörper erst nach Jahren auslaufen. Andererseits stehen die Untersuchungsgebiete in Wechselwirkung mit anderen Bereichen der Deponie. All diese genannten Umstände wirken sich auf die Nullmessung aus und treten als Veränderung innerhalb der Tomogramme auf (vgl. Abb. 31). Werden die Tomogramme nach einem bekannten Ereignis (beispielsweise einer Infiltration) analysiert, so können damit zusammenhängende Veränderungen in den Tomogrammen temporär und lokal dem bekannten Ereignis zugeordnet werden. Abb. 31 und Abb. 32 verdeutlichen beispielhaft für alle weiteren Untersuchungen diese Unterschiede vor und nach einer Infiltration. Hierbei wurden 10 m³ Deponie Sickerwasser im Infiltrationsfeld 2 infiltriert. Das Tomogramm der Abb. 31 (Messung 0) visualisiert die aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 14 Stunden vor der Infiltration, welche nicht auf eine Infiltration im IF 2 zurückzuführen sind, sondern möglicherweise auf laterale Zuflüsse von benachbarten Feldern. Das Tomogramm der Abb. 32 (Messung 1) hingegen zeigt die aufsummierten Veränderungen 45 Stunden nach der Infiltration. Wie erwartet, entstand unterhalb der Infiltrationsstelle IF 2 eine Fahne (vgl. Abb. 32), die horizontal nach 45 Stunden ein über das Infiltrationsfeld IF 2

hinausgehendes Ausmaß annehm und eindeutig mit der Infiltration in IF 2 zusammenhängt.

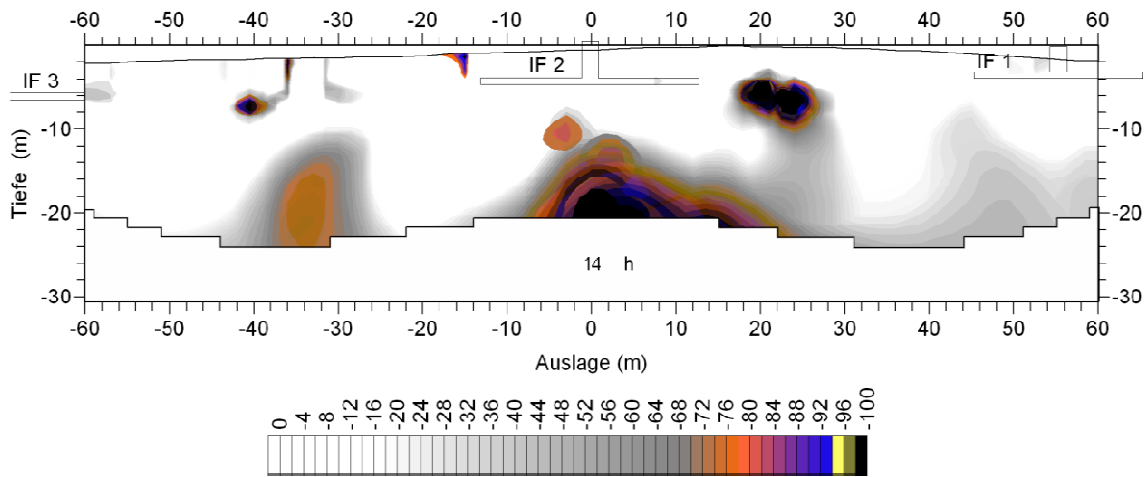


Abb. 31: Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 14 Stunden vor einem Infiltrationsversuch (Messung 0, Bezugsdatensatz für die PQT: erste Stunde der Messung 0, Skalierung in [%])

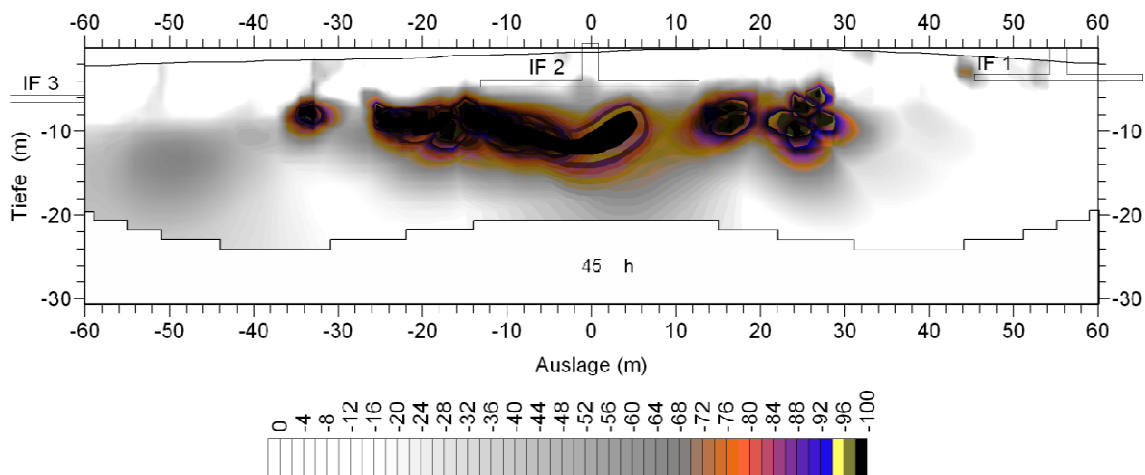


Abb. 32: Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 45 Stunden nach einem Infiltrationsversuch von 10 m^3 Deponiesickerwasser mit einer elektrischen Leitfähigkeit von $1400 \text{ } \mu\text{S/m}$ im Infiltrationsfeld 2 (Messung 1, Bezugsdatensatz für PQT: erste Stunde der Messung 1, Skalierung in [%])

Bei Abb. 31 und Abb. 32 handelt es sich um eine statische Darstellung der Veränderungen. Um die Veränderung dynamisch und somit stundenweise zu beobachten, müssen die Tomogramme hintereinander betrachtet werden (vgl. Abb. 25, dritte Spalte beziehungsweise Anhang B). Dabei ist zu erkennen, wie sich im Zeitverlauf eine Fahne von der Infiltrationsstelle wegbewegt.

Wie bereits erwähnt, können in Nullmessungen Ereignisse beobachtet werden, die in Verbindung mit bekannten Ereignissen stehen. Abb. 33 stellt eine Null-

messung von insgesamt 42 Stunden dar. Aus dieser lassen sich zwei bekannte Ereignisse zeitlich und räumlich ablesen. Das eine ist durch das Abpumpen des Brunnenschachtes im Infiltrationsfeld 2, das andere durch eine tägliche automatisch durchgeführte kleine Infiltration, die zur Vermeidung von Geruchsbildung in allen Infiltrationsfeldern durchgeführt wurde, verursacht worden. Am 13.03.2005 wurde vorbereitend zur vierten Messung der Brunnenschacht des Infiltrationsfeldes 2 gereinigt. Parallel dazu lief die dritte Messung. Innerhalb der dritten Messung ließ sich nach 24 Stunden das Abpumpen des Brunnenschachtes (Reinigungsarbeiten) nachweisen. Dies entspricht dem Datennetz der Messung 3 vom 13.03.2006 zwischen 12:00 Uhr und 12:45 Uhr. Dieser Zeitraum stimmt zeitlich und räumlich mit den Reinigungsarbeiten überein. Das andere Ereignis (kleine Infiltration) lässt sich ab drei Stunden nach Beginn der Messung im Tomogramm beobachten. Dies entspricht dem Datennetz der Messung 3 vom 12.03.2006 zwischen 15:00 Uhr und 15:45 Uhr. Obwohl aufgrund der Geruchsbelästigung nur eine geringe Infiltrationsmenge von Deponiesickerwasser verwendet wurde, lässt sich dieses Ereignis im Tomogramm der dritten Messung beobachten. Dabei wird von der SPS-Steuerung kurzzeitig das Infiltrationsventil des jeweiligen Infiltrationsfeldes²⁴ aufgesperrt, um mehrere 100 Liter in den Infiltrationsbrunnen einzuleiten. Daraus lässt sich folgern, dass in allen Messungen auch Ereignisse detektiert werden, die nicht unmittelbar mit den Infiltrationen in Verbindung gebracht werden können, aber trotzdem vorhanden sind. Eine In-situ-Untersuchung erreicht nie Laborbedingungen und kann durch unbekannte Ereignisse beeinträchtigt werden.

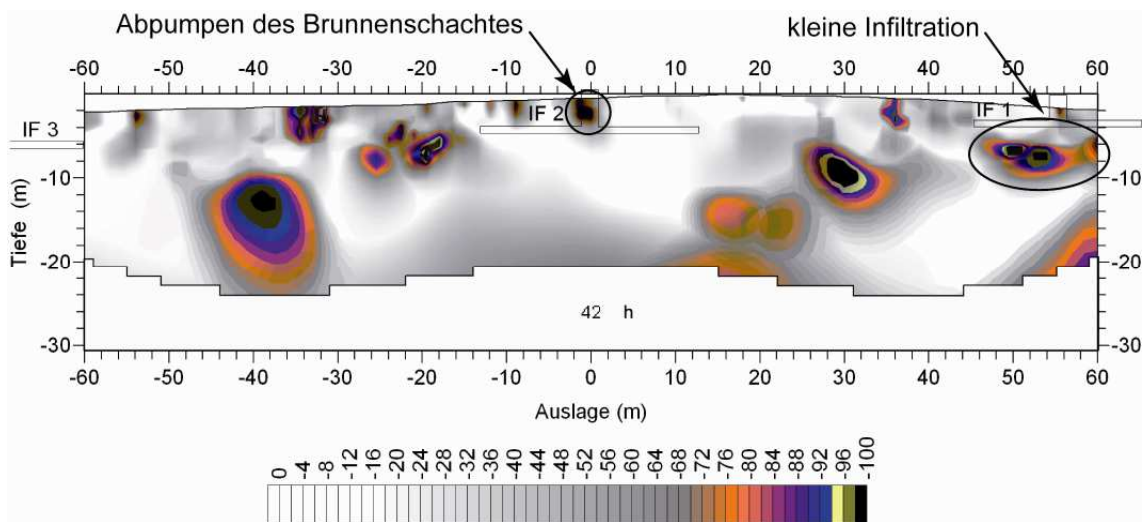


Abb. 33: Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 42 Stunden vor dem vierten Infiltrationsversuch (Messung 3, Bezugsdatensatz für die PQT: erste Stunde der Messung 3, Skalierung in [%])

²⁴ Im vorliegenden Fall Infiltrationsfeld 1.

6.2.2 Auswirkungen des Infiltrationsmediums

Ein weiteres wichtiges beeinflussbares Kriterium für die Erkundung der Auswirkungen der Infiltration mittels der Prozessquotiententomografie ist das Infiltrationsmedium. Dabei besteht eine Korrelation zwischen elektrischer Leitfähigkeit des Infiltrationsmediums und dem Kontrast des Ergebnisses. Eine höhere elektrische Leitfähigkeit des Infiltrationsmediums verursacht auch einen höheren Kontrast in den Tomogrammen. Die Tomogramme von Abb. 32 (Messung 1), Abb. 34 (Messung 2) und Abb. 36 (Messung 4), veranschaulichen diese Zusammenhänge. Innerhalb dieser Arbeit standen unterschiedliche Infiltrationsmedien zur Verfügung, die sich unter anderem durch ihre elektrische Leitfähigkeit unterschieden. Somit mussten keine Tracerstoffe eingesetzt werden, sondern es konnten die unterschiedlichen zur Verfügung stehenden Infiltrationsmedien eingesetzt werden. Standardmäßig infiltriert die Deponie Deponiesickerwasser über eine technische Infrastruktur von Rohrleitungen und ein zentrales Deponiesickerwasserbecken. Folglich wurde für die erste Messung die vorhandene Infrastruktur genutzt, um Deponiesickerwasser mit einer elektrischen Leitfähigkeit von $1400 \mu\text{S/m}$ im Infiltrationsfeld 2 einzusetzen. Abweichend dazu kam für die zweite Messung Brauchwasser mit einer elektrischen Leitfähigkeit von $862 \mu\text{S/m}$ zum Einsatz. Dieses wurde mittels eines Tankwagens zum Infiltrationsort transportiert. Damit sich während der Infiltration das Infiltrationsmedium nicht mit Schlamm aus der Sohle des Brunnenschachtes vermischt, wurde im Vorfeld der vierten Messung dieser Schlamm abgepumpt. Mit dieser Maßnahme konnte die elektrische Leitfähigkeit für die vierte Messung nochmals von $862 \mu\text{S/m}$ auf $500 \mu\text{S/m}$ des infiltrierten Mediums gesenkt werden. In allen drei Messungen sind am Anfang jeweils 10 m^3 eingeleitet und anschließend über mehrere Tage beobachtet worden (vgl. Kapitel 4.3).

Bei allen drei Messungen lassen sich mittels der beschriebenen Untersuchungsmethode Veränderungen nach der Infiltration detektieren, wobei das Infiltrationsmedium mit der höchsten elektrischen Leitfähigkeit auch die besten Kontraste und Ergebnisse für die ausgesuchte Darstellungsart liefert (vgl. Abb. 32). Wie schon erwähnt, stellt das Tomogramm von Abb. 32 die Veränderungen von 45 Stunden nach der Infiltration von Deponiesickerwasser dar. Dabei breitet sich wie zu erwarten im Zeitverlauf eine Fahne von den Infiltrationsstellen weg aus, die mit jeder weiteren Stunde in ihrem Ausmaß zunimmt (vgl. Anhang B). Versucht man hingegen die Auswirkungen der zweiten Messung zu detektieren (Brauchwasser mit $862 \mu\text{S/m}$), so entsteht ein aufs Erste nicht nachvollziehbares Tomogramm (Abb. 34). Wie bei der ersten Messung wäre zu erwarten, dass unterhalb der Infiltrationsstelle die Veränderungen entstehen, die sich von dort fortbewegen. Dies ist nur bedingt der Fall: Es gibt aber auch bei der

zweiten Messung Fahnen, die sich von der Infiltrationsstelle fortbewegen - allerdings nicht unmittelbar unterhalb, sondern seitlich.

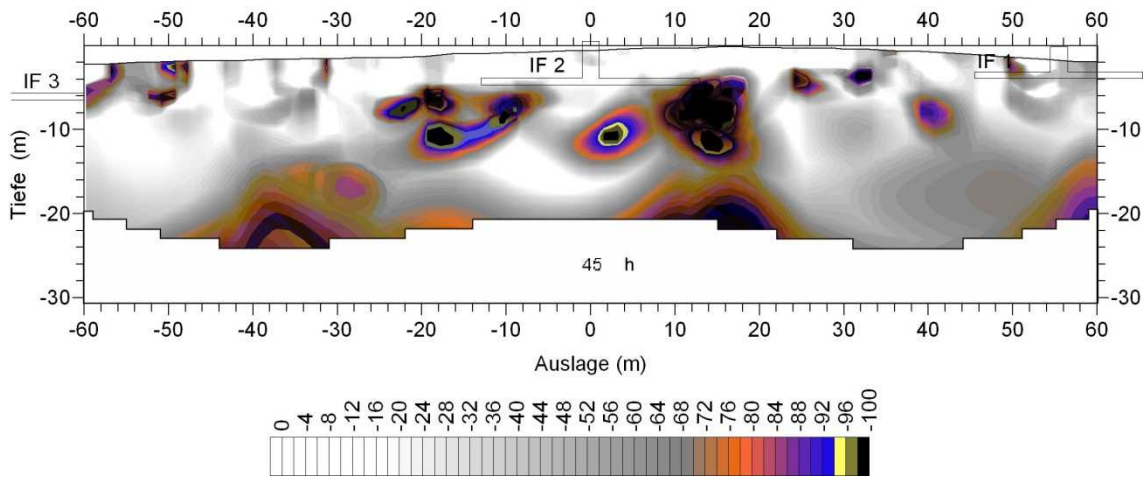


Abb. 34: Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 47 Stunden nach einem Infiltrationsversuch von 10 m^3 Brauchwasser mit einer elektrischen Leitfähigkeit von $862 \text{ } \mu\text{S/m}$ im Infiltrationsfeld 2 (Messung 2, Bezugsdatensatz für die PQT: zweite Stunde der Messung 2, Skalierung in [%])

Betrachtet man die erste Stunde nach den jeweiligen Infiltrationsereignissen von beiden Messungen, so sind deutliche Unterschiede zu erkennen. Bei der ersten Stunde der ersten Messung (Abb. 24) ist unterhalb der Infiltrationsfeldes 2 eine kontrastreichere Veränderung sichtbar. Wird hingegen das Tomogramm der ersten Stunde der zweiten Messung (vgl. Abb. 35) betrachtet, so sind unterhalb der Infiltrationsfeldes 2 nur leichte Veränderungen vorhanden. Diese werden durch seitliche Ereignisse in der Intensität überschattet.

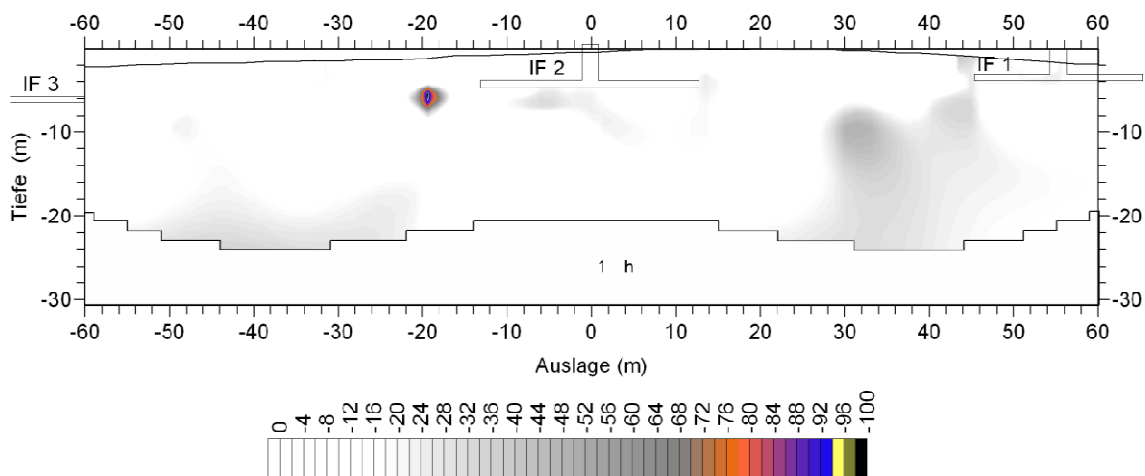


Abb. 35: Darstellung von Untersuchungsgebiet 1 eine Stunde nach einem Infiltrationsversuch von 10 m^3 Brauchwasser mit einer elektrischen Leitfähigkeit von $862 \text{ } \mu\text{S/m}$ im Infiltrationsfeld 2 (Messung 2, Bezugsdatensatz für die PQT: zweite Stunde der Messung 2, Skalierung in [%])

Auch nach 47 Stunden sind die meisten Veränderungen seitlich an der Infiltrationsstelle angeordnet. Diese Unterschiede der zweiten Messung lassen sich damit begründen, dass die zweite Messung direkt nach der ersten durchgeführt wurde. Dabei werden die Auswirkungen der zweiten Messung zum Teil durch die erste überschattet. Um diese Einflüsse von früheren Infiltrationsversuchen zu vermeiden, wurde im Vorfeld der vierten Messung eine siebentägige Pause vorgenommen. Anschließend wurde Messung 3 (Abb. 33) als Beobachtungs- und Nullmessung durchgeführt. Ziel dieser Messung war, die Auswirkungen der vorangeschrittenen zwei Infiltrationen zu beobachten und einen günstigen Zeitpunkt festzulegen für den Start der vierten Messung.

Nach dem neunten infiltrationsfreien Tag waren in den Tomogrammen der dritten Messung keine nennenswerten Veränderungen sichtbar und somit wurde mit dem Infiltrationsversuch der vierten Messung begonnen. Das Tomogramm der vierten Messung (Abb. 36) stellt die gesamten Veränderungen von 45 Stunden nach der Infiltration von 10 m^3 Brauchwasser ($500 \text{ } \mu\text{S/m}$) dar. Auch das Tomogramm der vierten Messung weist unterhalb des Infiltrationsfeldes 2 niedrige Kontraste auf, die durch einen Maximalwert außerhalb des erwarteten Bereichs überschattet werden. Daraus ist zu folgern, dass je niedriger der elektrische Widerstand des Infiltrationsmediums, desto geringer auch der Kontrast in den Tomogrammen. Dabei werden, wie in Kapitel 5.2 beschrieben, nur die Bereiche betrachtet, die für eine Verringerung des spezifischen Widerstandes verantwortlich sind. Um zu untersuchen, ob durch die Infiltration von Brauchwasser mit einer elektrischen Leitfähigkeit von $500 \text{ } \mu\text{S/m}$ eine Erhöhung des spezifischen Widerstandes im Untersuchungsgebiet verursacht wird, sind diese Bereiche in Abb. 37 zusätzlich dargestellt worden. Aus Abb. 37 wird ersichtlich, dass trotz der geringsten elektrischen Leitfähigkeit des Infiltrationsmediums keine Korrelation zwischen der definierten Infiltration der vierten Messung und einer Erhöhung des spezifischen Widerstandes gebildet werden kann. Dies konnte bei keiner der durchgeführten Untersuchungen beobachtet werden. Daher wird wie in Kapitel 5.4 beschrieben, auf die Darstellung dieser Bereiche in den Ergebnistomogrammen verzichtet. Zusätzlich zu dieser Erkenntnis lässt sich aus den Ergebnissen dieses Kapitels ableiten, dass hinsichtlich der Kontrastbildung in den Tomogrammen die besten Ergebnisse beim Einsatz des Mediums mit der höchsten elektrischen Leitfähigkeit erzielt werden. Somit ist davon auszugehen, dass ein Schwellenwert in Bezug auf die elektrische Leitfähigkeit des Infiltrationsmediums vorhanden ist. Dieser Schwellenwert lässt sich mittels der durchgeführten Untersuchungen nicht genau beziffern. Ausgehend von den Erkenntnissen der durchgeführten Messungen muss er jedoch mindestens $1400 \text{ } \mu\text{S/m}$ betragen. Beim Einsatz eines Infiltrationsmediums mit einer niedrigeren elektrischen Leitfähigkeit besteht die Gefahr, dass das Ereignis durch andere Ereignisse innerhalb des

Untersuchungsgebiets überschattet wird und somit schwach beziehungsweise nicht mit der gewählten Auswertungs- und Darstellungsart detektiert werden kann.

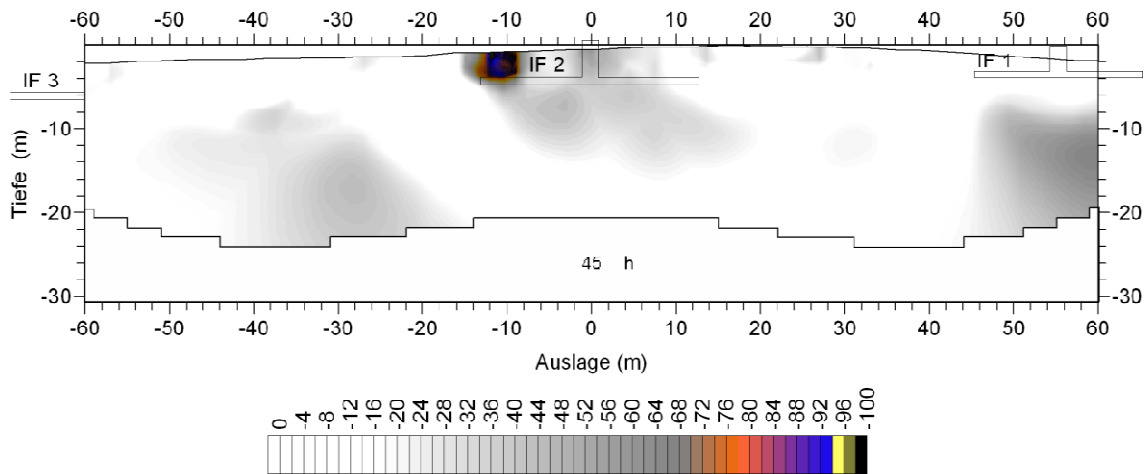


Abb. 36: Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 45 Stunden nach einem Infiltrationsversuch von 10 m^3 Brauchwasser mit einer elektrischen Leitfähigkeit von $500 \mu\text{S/m}$ im Infiltrationsfeld 2 (Messung 4, Bezugsdatensatz für die PQT: vierte Stunde der Messung 4, Skalierung in [%])

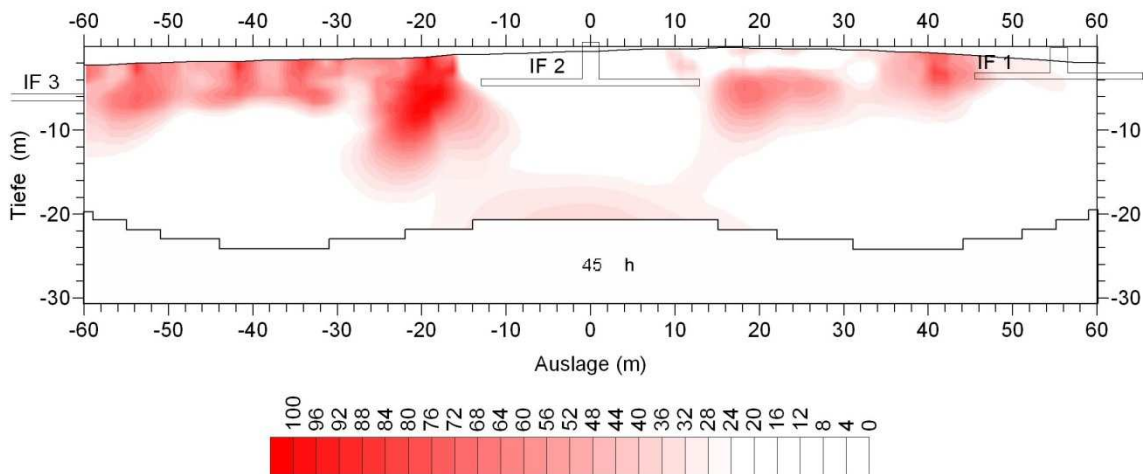


Abb. 37: Aufsummierte Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 45 Stunden nach einem Infiltrationsversuch von 10 m^3 Brauchwasser mit einer elektrischen Leitfähigkeit von $500 \mu\text{S/m}$ im Infiltrationsfeld 2 (Messung 4, Bezugsdatensatz für die PQT: vierte Stunde der Messung 4, Skalierung in [%]) Färbung der Daten (größer als 1)

6.2.3 Auswirkungen der Infiltrationsmenge

Neben der Art des Infiltrationsmediums lässt sich auch die Infiltrationsmenge steuern. Um die Auswirkungen auf die Auswertungs- und Darstellungsart dieser Arbeit zu untersuchen, wurden unterschiedliche Infiltrationsmengen erprobt. Als

Erstes wurden 2 m³ Deponiesickerwasser vor der fünften Messung infiltriert; als Zweites 6 m³ infiltriert und die sechste Messung aufgezeichnet. Mit der siebten Messung und der Infiltration von 10 m³ Deponiesickerwasser wurde die Untersuchung zu den Auswirkungen der Infiltrationsmenge beendet. Das Tomogramm von Abb. 38 visualisiert die aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 46 Stunden nach der Infiltration von 2 m³ Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 2. In Abb. 38 wird deutlich, dass nicht der gesamte Bereich unterhalb des Infiltrationsfeldes 2 nach 46 Stunden ausgefüllt wird, sondern nur ein kleiner Bereich (direkt unterhalb des Feldes). Auch bei dieser Untersuchung müssen die einzelnen Stunden nacheinander betrachtet werden, um die vollen Auswirkungen der Infiltration zu deuten. Werden die einzelnen Tomogramme im Zeitverlauf betrachtet (vgl. Anhang B), so wird deutlich, dass nur innerhalb der ersten Stunden unterhalb des Infiltrationsfeldes 2 eine Fahne detektiert wird. Diese Fahne kann über einen Zeitraum von fünf Stunden beobachtet werden. Die meisten anderen Fahnen, die nach diesem Zeitraum gebildet werden, sind nicht direkt mit der Infiltration der Messung 5 in Verbindung zu bringen und verhalten sich ähnlich wie die Fahnen aus den Nullmessungen. Somit ist die infiltrierte Wassermenge zu gering. In den Ergebnistomogrammen wird die Infiltration im IF 2 durch andere Prozesse überlagert.

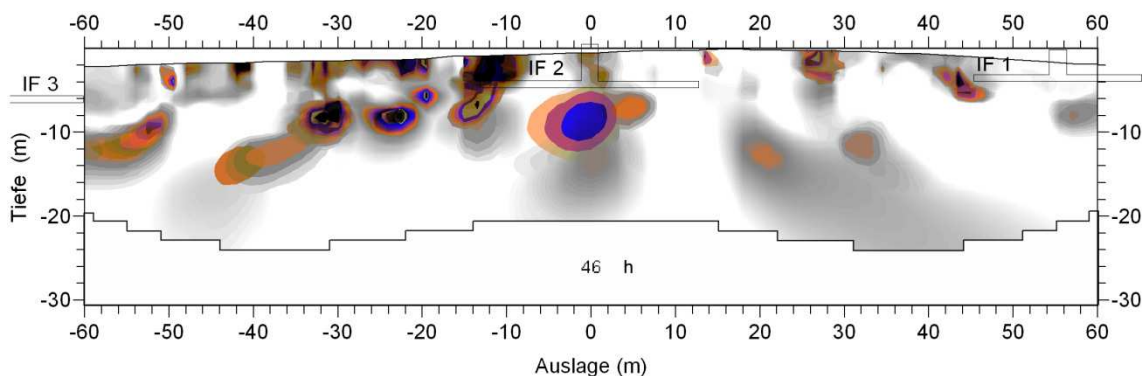


Abb. 38: Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 46 Stunden nach einem Infiltrationsversuch von 2 m³ Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 2 (Messung 5, Bezugsdatensatz für die PQT: erste Stunde der Messung 5, Skalierung in [%])

Ein anderes Bild ergibt sich, wenn die Infiltrationsmenge erhöht wird. Das Tomogramm von Abb. 39 stellt die aufsummierten Veränderungen der sechsten Messung nach der Infiltration von 6 m³ Deponiesickerwasser dar. Die Bereiche unterhalb des Infiltrationsfeldes 2 sind im Tomogramm von Abb. 39 wesentlich deutlicher als im Tomogramm von Abb. 38 zu erkennen. Die Fahne konnte über den gesamten Zeitraum der Messung nachverfolgt werden und stellt mit Abb. 39 die gesamten Veränderungen bis zu 45 Stunden nach der Infiltration dar.

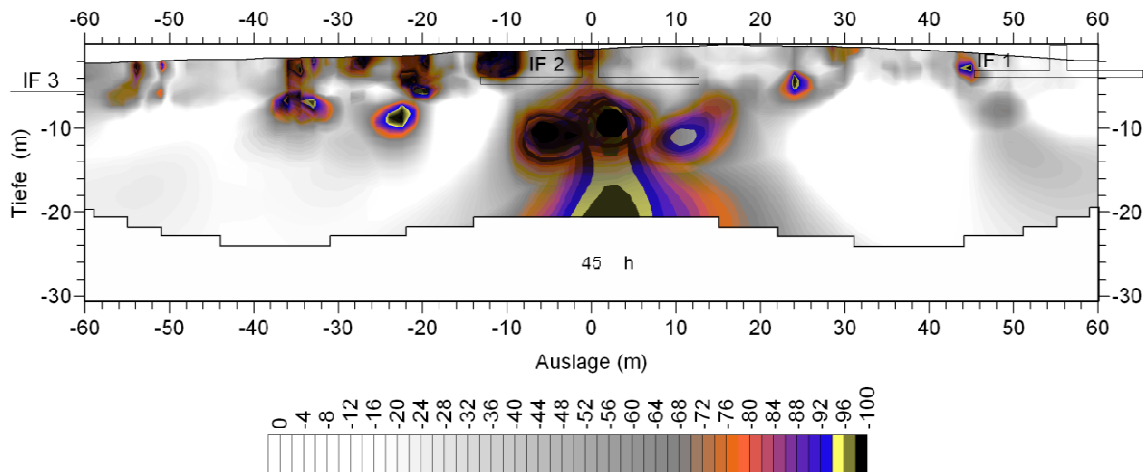


Abb. 39: Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 46 Stunden nach einem Infiltrationsversuch von 6 m^3 Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 2 (Messung 6, Bezugsdatensatz für die PQT: erste Stunde der Messung 6, Skalierung in [%])

Mit der Infiltration von 10 m^3 Deponiesickerwasser werden die besten Kontraste unterhalb der Infiltrationsstelle erzielt. Im Tomogramm von Abb. 40 werden die Auswirkungen der Infiltration im gesamten Bereich unterhalb der Infiltration sichtbar. Auch bei der zeitlichen Betrachtung der Ergebnisse kann die Fahne unterhalb des Infiltrationsfeldes über den gesamten Zeitraum der siebten Messung deutlich nachverfolgt werden. Dabei lassen sich sowohl horizontale als auch vertikale Trends für die Wanderung der Fahne beobachten.

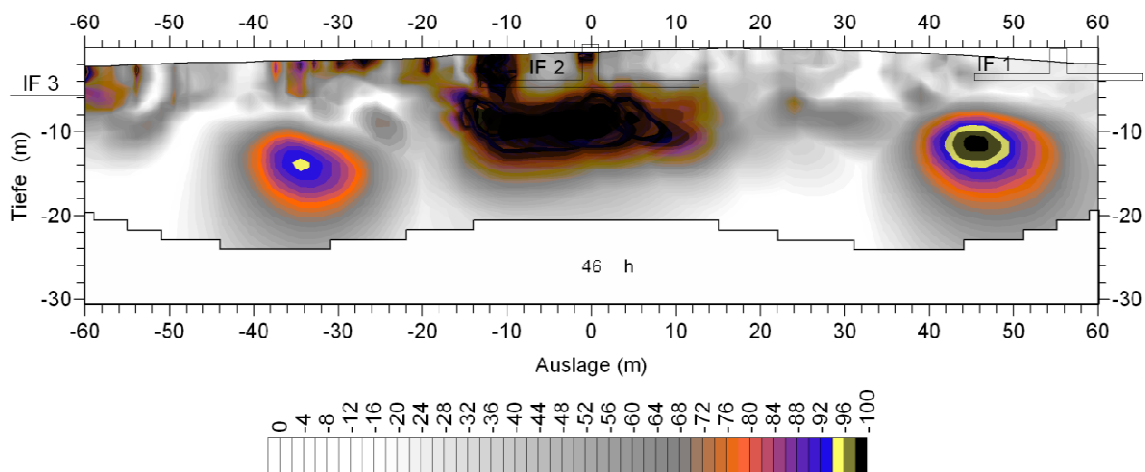


Abb. 40: Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 46 Stunden nach einem Infiltrationsversuch von 10 m^3 Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 2 (Messung 7, Bezugsdatensatz für die PQT: erste Stunde der Messung 7, Skalierung in [%])

6.2.4 Reproduzierbarkeit des Infiltrationsversuches

Ziel des letzten Abschnittes der ersten Messkampagne war, die Wiederholbarkeit der Erkundung von Infiltrationsversuchen mittels des entstandenen Auswertungsalgorithmus dieser Arbeit zu untersuchen. Hauptbestandteile der Teiluntersuchung waren mehrere aufeinanderfolgende Infiltrationsversuche mit jeweils 10 m^3 Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 2. Diese Vorgehensweise wurde in den Messungen 7, 8 und 9 wiederholt. Die Tomogramme der Abb. 41 bis Abb. 43 zeigen die Ergebnisse. Werden die Tomogramme der drei Messungen (7 bis 9) jeweils 44 Stunden nach der Infiltration betrachtet, so wird deutlich, dass in allen Tomogrammen unterhalb des Infiltrationsfeldes 2 eine Fahne über die gesamte Breite des Feldes und teilweise darüber hinaus sichtbar ist, die sich nur in der Lage der Maximalausschläge unterscheidet. Von Infiltrationsversuch zu Infiltrationsversuch verschieben sich die maximalen Veränderungen in den Fahnen nach unten. Dies lässt sich damit begründen, dass, wie in Kapitel 6.2.2 beschrieben, die einzelnen Infiltrationsversuche von den vorangegangenen Infiltrationen zum Teil beeinflusst werden und diese Einflüsse in den Ergebnistomogrammen erscheinen können. Obwohl sich die einzelnen Tomogramme von Abb. 41 bis Abb. 43 in der Lage der Maximalausschläge innerhalb der Fahne unterscheiden, lassen sich nach jedem Infiltrationsversuch die Auswirkungen der Infiltration der 10 m^3 Deponiesickerwasser, die im Infiltrationsfeld 2 infiltriert wurden, nachvollziehen.

Auch bei der zeitlichen und somit der dynamischen Betrachtung der Ergebnisse wird jeweils für die einzelnen Messungen die Fahne unterhalb des Infiltrationsfeldes über den gesamten Zeitraum sichtbar. Dabei lassen sich bei allen drei Messungen über die gesamten 44 Stunden sowohl horizontale als auch vertikale Trends für die Wanderung der Fahne im Zeitverlauf beobachten.

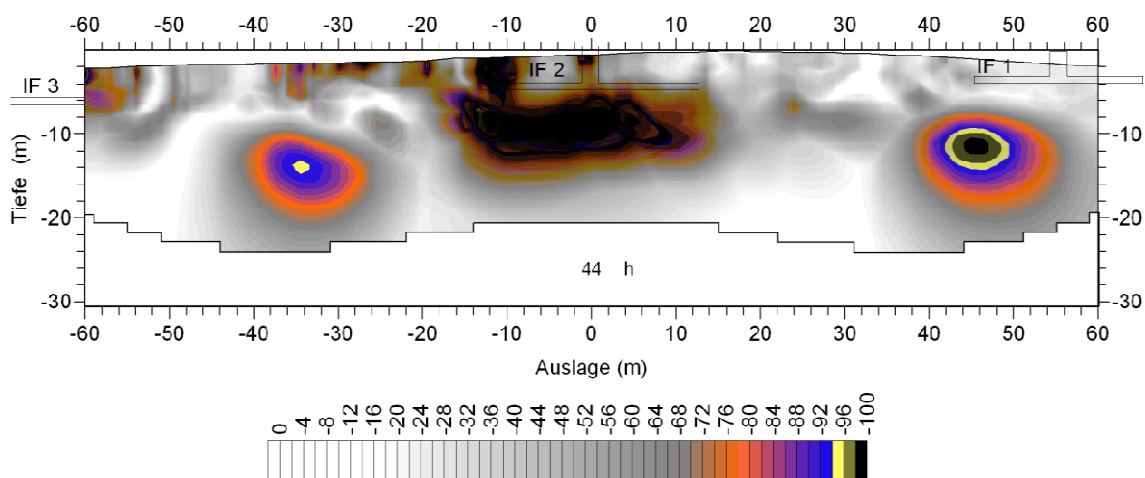


Abb. 41: Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 44 Stunden nach einem Infiltrationsversuch von 10 m^3

Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 2 (Messung 7, Bezugsdatensatz für die PQT: erste Stunde der Messung 7, Skalierung in [%])

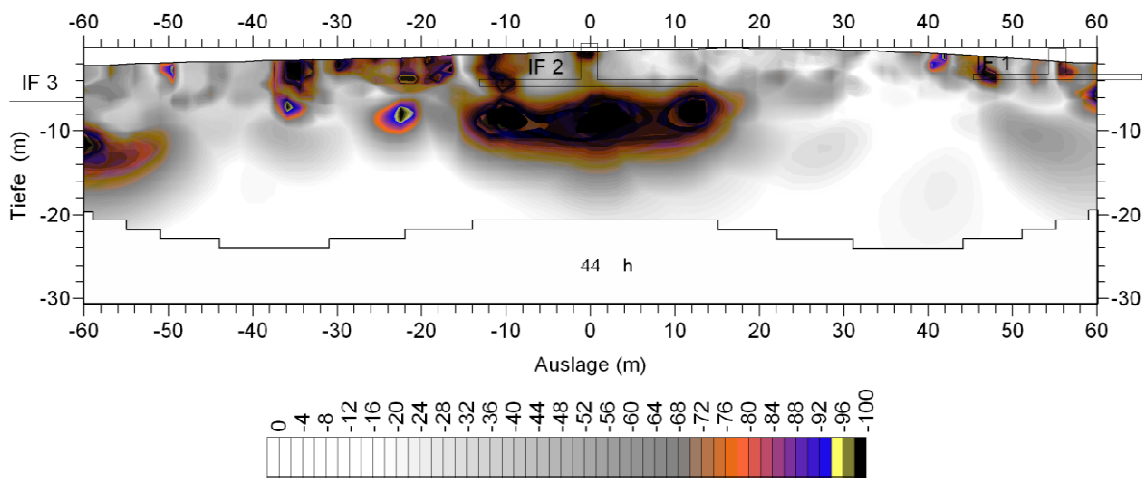


Abb. 42: Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 44 Stunden nach einem Infiltrationsversuch von 10 m^3 Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 2 (Messung 8, Bezugsdatensatz für die PQT: erste Stunde der Messung 8, Skalierung in [%])

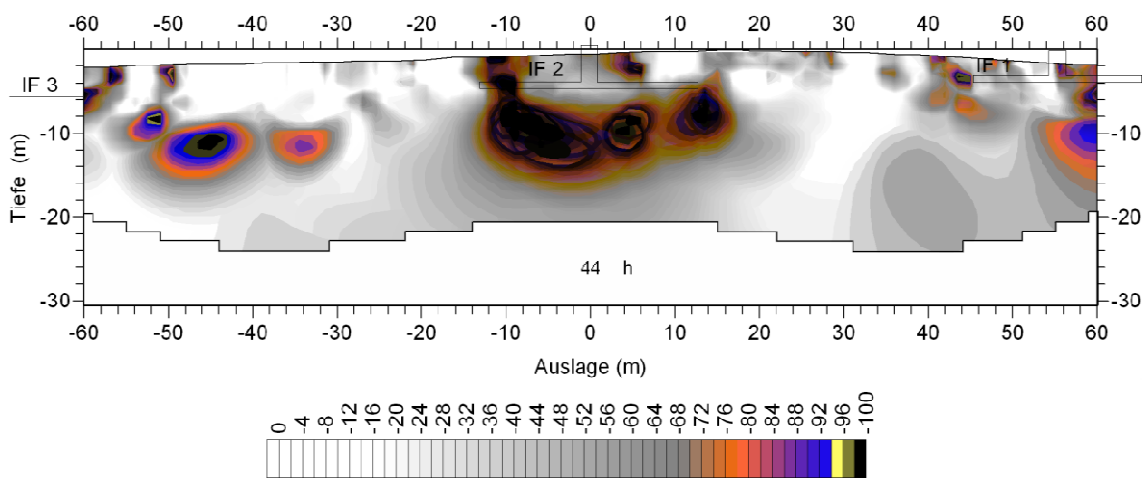


Abb. 43: Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 44 Stunden nach einem Infiltrationsversuch von 10 m^3 Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 2 (Messung 9, Bezugsdatensatz für die PQT: erste Stunde der Messung 9, Skalierung in [%])

6.2.5 Diskussion

Die erste Frage der ersten Messkampagne „Die Unterschiede zwischen einer Nichtinfiltration²⁵ und definierten Infiltrationsversuchen“ kann bereits mit den ersten drei Messungen der vorliegenden Arbeit beantwortet und dargestellt werden. Bei der Beobachtung des Untersuchungsgebietes ohne eine In-

²⁵ Hier handelt es sich um eine Nullmessung.

filtrationsmaßnahme lassen sich Veränderungen des spezifischen Widerstandes im Untersuchungsgebiet beobachten, die nicht zugeordnet werden können. Diese Veränderungen werden durch unbekannte Prozesse im Untersuchungsgebiet verursacht. Wird hingegen ein definierter Infiltrationsversuch durchgeführt, so sind die verursachten Auswirkungen des definierten Infiltrationsversuches indirekt über die Beobachtung der Widerstandsveränderungen im Untersuchungsgebiet verfolgbar. Hierbei hat sich herausgestellt, dass nur eine Verringerung des spezifischen Widerstandes im Untersuchungsgebiet in Korrelation mit einem definierten Infiltrationsversuch gebracht werden kann. Aus diesen Ergebnissen lässt sich somit allgemein ableiten, dass mit der ausgesuchten Messtechnik und den entwickelten Darstellungsarten Infiltrationsverläufe beziehungsweise deren Auswirkungen nachweisbar werden, wobei allerdings gewisse Einschränkungen bestehen (vgl. Kapitel 6.1). Diese Einschränkungen werden zum größten Teil durch die eingesetzte Elektrodenanordnung, die nur an der Oberfläche misst, verursacht. Somit nimmt das Detektionsvermögen des Untersuchungsalgorithmus mit der Tiefe ab. Damit lässt sich auch die Tatsache erklären, dass sich eher horizontale als vertikale Flüsse in den Tomogrammen im Zeitverlauf beobachten lassen. Werden beispielsweise die Auswirkungen des Infiltrationsversuches 1 auf das Untersuchungsgebiet beobachtet, so lässt sich ein horizontaler Wirkungsbereich von circa 70 Metern nach 45 Stunden unterhalb der Infiltrationsstelle IF 2 beobachten²⁶. Nach der Auswertung der Nullmessungen ist außerdem deutlich geworden, dass sogar noch nach Wochen die Auswirkungen von bereits abgeschlossenen Infiltrationen beobachtbar sind. Somit können vorangeschrittene Infiltrationsversuche nachfolgende beeinträchtigen. Diese Tatsache trägt mit dazu bei, dass die beobachteten 70 Meter nur bei der ersten Messung in vollem Umfang beobachtet werden konnten; bei allen nachfolgenden Messungen der ersten Messkampagne hingegen nicht.

Die Fragen der benötigten Infiltrationsmenge und der elektrischen Leitfähigkeit des Infiltrationsmediums für eine optimale Erkundung der Infiltrationsauswirkungen kann durch die weitere Auswertung der ersten bis siebten Messung beantwortet werden. Dabei gilt für die Detektierung der Infiltrationsversuche durch den Mess- und Auswertungsalgorithmus der Leitsatz „Viel hilft viel“ (sowohl in Hinsicht auf die elektrische Leitfähigkeit des Infiltrationsmediums als auch auf die Infiltrationsmenge). Mit der Infiltration von Deponiesickerwasser mit einer Infiltrationsmenge von 10 m³ wurden die besten Kontraste für diesen Untersuchungsabschnitt erzielt. Dabei handelte es sich um die höchste elektrische Leitfähigkeit des Mediums und um die maximale zum Zeitpunkt der Untersuchung genehmigte Infiltrationsmenge pro Feld und Tag. Zusätzlich ist

²⁶ Vgl. Abb. 32, horizontaler Bereich zwischen -38 m und 32 m.

vorstellbar, dass in Bezug auf die elektrische Leitfähigkeit des Infiltrationsmediums ein Schwellenwert existiert. Dieser Wert ist dann erreicht, wenn die elektrische Leitfähigkeit des Infiltrationsmediums hoch genug ist, um die vorhandene elektrische Leitfähigkeit im Untersuchungsgebiet zu erhöhen und dadurch einen deutlichen Kontrast in den Ergebnissen herbeizuführen. Je nach elektrischer Leitfähigkeit des Infiltrationsmediums lässt sich aus den Ergebnissen ableiten, dass kontrastreichere Ereignisse kontrastschwächere Ereignisse überschatten können (vgl. Kapitel 6.2.2).

Die Reproduzierbarkeit und somit die wiederholte Detektierung einer Infiltration durch den Mess- und Auswertungsalgorithmus lässt sich aus den Ergebnissen der siebten bis neunten Messung ableiten. Obwohl die Ergebnisse der Tomogramme nicht hundertprozentig übereinstimmen - was in situ auch nie der Fall sein wird - lässt sich aus den Ergebnissen ablesen, dass die Wiederholbarkeit einer Messung bezüglich der Detektierbarkeit eines Infiltrationsversuches möglich ist. Dabei führten drei unter gleichen Bedingungen durchgeführte Infiltrationsversuche zu ähnlichen Ergebnissen. Wie in Kapitel 6.2.4 erläutert, lassen sich die geringen Unterschiede zwischen den einzelnen Ergebnissen zum einen mit den Wechselwirkungen zwischen den Infiltrationsversuchen begründen. Folglich haben die vorhergehenden Infiltrationen einen Einfluss auf die darauffolgenden. Zum anderen ist jeder Infiltrationsversuch und somit auch dessen Auswirkungen einmalig. In Anhang B lassen sich die Ergebnisse für alle Messungen dieser Messkampagne im Zeitverlauf Stunde für Stunde betrachten.

6.3 Messkampagne 2

6.3.1 Messungen 12 bis 14

Die zweite Messkampagne wurde ebenfalls im Untersuchungsgebiet 1 durchgeführt. Ziel dieser Teiluntersuchung war einerseits, den kompletten Bereich unterhalb der Auslage zu beobachten und somit alle Infiltrationsauswirkungen der Infiltrationsfelder IF 1 bis IF 3. Andererseits sollte die Reproduzierbarkeit der Messungen zu unterschiedlichen Jahreszeiten und die Neuinstallation der Messeinrichtung überprüft werden. Anders als bei der ersten Messkampagne, die innerhalb der Wintermonate angesetzt wurde, ist die zweite Messkampagne in den Sommermonaten durchgeführt worden. Dabei wurden folgende Ziele und Fragestellungen einzeln untersucht:

- Wiederholung der Infiltrationsversuche im Infiltrationsfeld 2 bei Neuinstallation der Messeinrichtung

- Betrachtung der Fahnenausbreitung nach der Infiltration in den Bereichen der Infiltrationsfeldern IF 1 bis IF 3
- Auswirkungen der saisonalen Witterungsbedingungen auf den Mess- und Darstellungsalgorithmus der vorliegenden Arbeit

Vergleichbar zu der ersten Messkampagne wurde im Vorfeld der Infiltrationsversuche der zweiten Messkampagne eine Nullmessung (Messung 12) aufgezeichnet. Ferner wurde die infiltrationsfreie Zeit vor dieser Messung von zwei auf vier Wochen verlängert. Die Ergebnisse und somit die aufsummierten Veränderungen von insgesamt 88 Stunden vor der Infiltration sind im Tomogramm von Abb. 44 dargestellt. Dabei stellt das Ergebnistomogramm der 12. Messung ein typisches Ergebnis einer Nullmessung dar (vgl. Kapitel 6.2). Mit der anschließenden 13. Messung wurde die erste Aufgabe der zweiten Messkampagne verfolgt. Genannte Messung besteht aus einer einmaligen Infiltration von 10 m³ Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 2 und der anschließenden Aufzeichnung von 137 Stunden, die in Abb. 45 dargestellt sind. Aus dem Tomogramm lässt sich ableiten, dass Maximalwerte innerhalb der Tomogramme auf der linken Seite des Infiltrationsfeldes 2 entstehen und nicht unterhalb der Infiltrationsfelder. Bei der dynamischen Betrachtung der Tomogramme der 13. Messung ist die Wanderung der Fahne links unterhalb des Infiltrationsfeldes 2 deutlich zu erkennen (vgl. Anhang B). Im rechten Bereich unterhalb des Infiltrationsfeldes 2 hingegen sind die Veränderungen nicht so intensiv und lassen sich weniger als eine wandernde Fahne deuten.

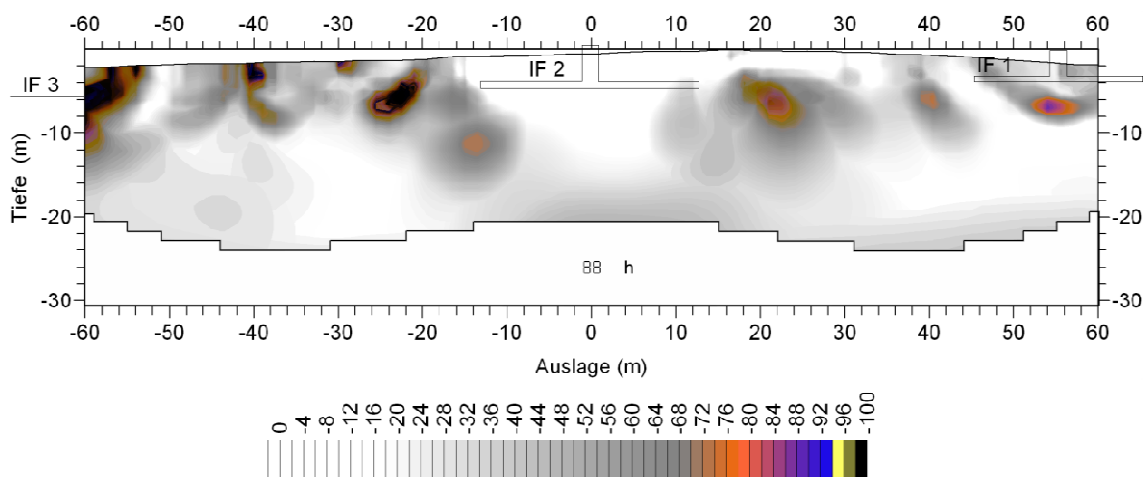


Abb. 44: Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 88 Stunden vor dem 13. Infiltrationsversuch (Messung 12, Bezugsdatensatz für die PQT: erste Stunde der Messung 12, Skalierung in [%])

Die Betrachtung der Fahnenausbreitung in den Bereichen zwischen den Infiltrationsfeldern IF 1 bis IF 3 sollte mit der zusätzlichen Durchführung der 14. Messung untersucht werden. Wie in der Theorie besprochen, ist das Ziel einer

jeden Infiltration, den Deponiekörper homogen zu befeuchten. Wenn die Infiltration über mehrere Infiltrationsfelder durchgeführt wird, ist der Abstand zwischen den Infiltrationsfeldern maßgebend für die homogene Durchfeuchtung des gesamten Gebiets zwischen den Feldern verantwortlich. Dieser festzulegende Abstand galt es mit der zweiten Frage der aktuellen Messkampagne zu untersuchen.

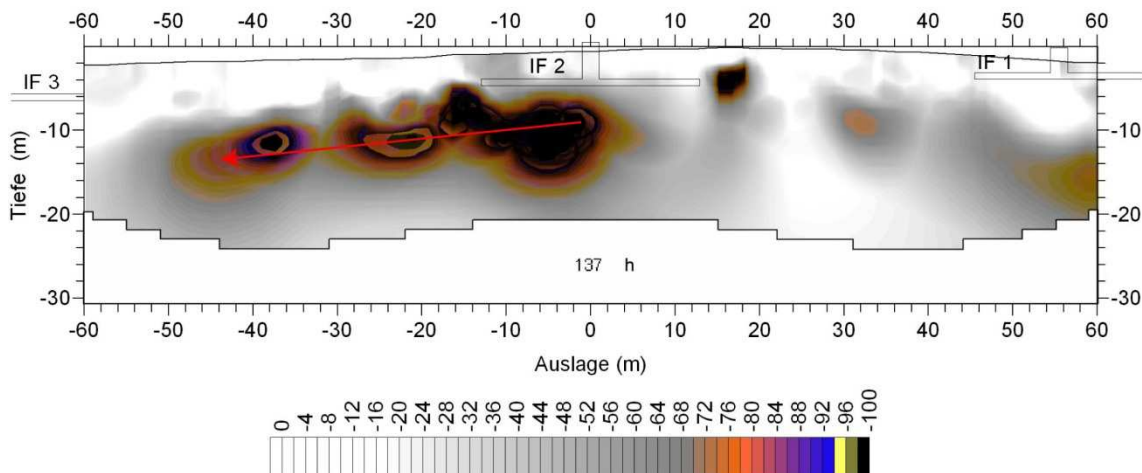


Abb. 45: Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 137 Stunden nach einem Infiltrationsversuch von 10 m^3 Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 2 (Messung 13, Bezugsdatensatz für die PQT: zweite Stunde der Messung 13, Skalierung in [%])

Im Rahmen dieser Messung sind zusätzlich in den Infiltrationsfeldern 1 und 3 jeweils 10 m^3 Deponiesickerwasser infiltriert worden. Das Tomogramm von Abb. 46 visualisiert die Zeitspanne von 177 Stunden nach der Infiltration im Infiltrationsfeld 2²⁷ und weitere 40 Stunden nach der Infiltration in den Infiltrationsfeldern 1 und 3²⁸. Auch für die 14. Messung war ein Beobachtungszeitraum von circa 144 Stunden geplant. Da jedoch nach 40 Stunden das Messgerät immer wieder nicht nachvollziehbare Störungen und Ausfälle vorwies, konnten die weiteren gesammelten Datensätze nicht für die Auswertung verwendet werden und mussten verworfen werden. Innerhalb der auswertbaren 40 Stunden der 14. Messung entstand unterhalb des Infiltrationsfeldes 1 eine Fahne (vgl. Abb. 46). Auch diese Fahne weist die charakteristischen Verhaltensmuster im Zeitablauf auf, die bei den anderen Messungen beobachtet wurden. Bei der Einzelbetrachtung der Stunden breitet sich die Fahne von Infiltrationsfeld 1 horizontal weg aus und nimmt im Ausmaß immer weiter zu. Nach den 40 Stunden lässt sich der Verlauf nicht mehr nachverfolgen, da die Datensätze durch den Ausfall des Messgerätes über den gesamten übrigen Beobachtungszeitraum der 14. Messung unvollständig sind. Ferner ist in den dargestellten Bereichen der

²⁷ Messung 13.

²⁸ Messung 14.

Tomogramme unterhalb und im Umfeld des Infiltrationsfeldes 3 nach 40 Stunden keine Fahne entstanden, die mit der Infiltration im Infiltrationsfeld 3 in Verbindung zu bringen wäre. Somit kann die zweite Fragestellung mangels auswertbarer Daten nicht beantwortet werden.

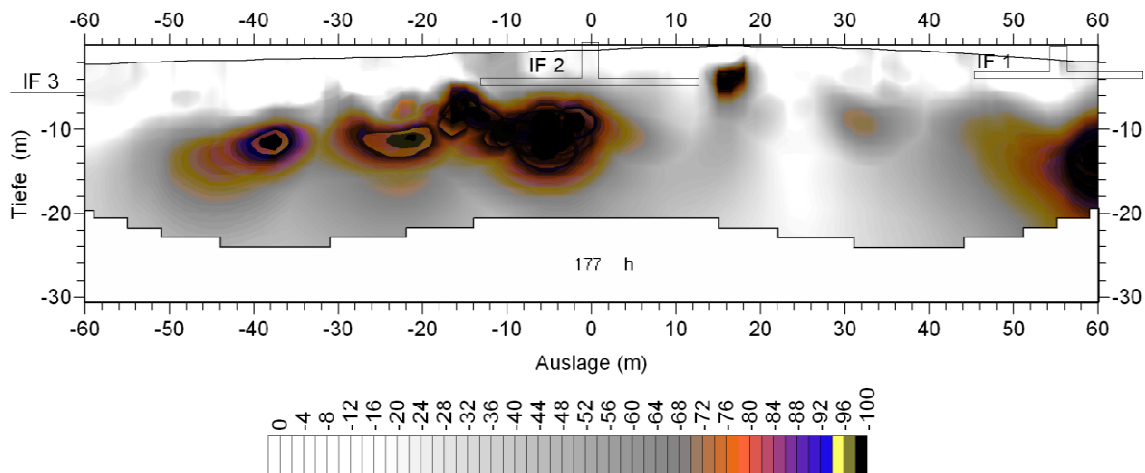


Abb. 46: Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 1 von insgesamt 177 Stunden nach der Infiltration von 10 m³ Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 2 und 40 Stunden nach der Infiltration von 10 m³ Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 1 und 3 (Messung 13 und 14, Bezugsdatensatz für die PQT: zweite Stunde der Messung 13, Skalierung in [%])

6.3.2 Diskussion

Allgemein wurden die Erfahrungen aus der ersten Messkampagne in der zweiten mitberücksichtigt. Für alle durchgeführten Infiltrationsversuche wurden je 10 m³ Deponiesickerwasser pro Infiltrationsfeld eingesetzt. Dabei sind die Beobachtungszeiträume der einzelnen Messungen nach dem jeweiligen Infiltrationsversuch verlängert worden.

Obwohl die komplette Messeinrichtung neu aufgestellt wurde und es sich beim Zeitpunkt der Messungen um eine unterschiedliche Jahreszeit handelte, konnten Infiltrationsauswirkungen der durchgeführten Infiltrationsmaßnahmen mit ähnlichen Kontrasten und Intensitäten wie in den vorangeschrittenen Untersuchungen der ersten Messkampagne beobachtet werden. Mit den Ergebnissen der 12. bis 14. Messung konnte die erste Aufgabenstellung „Die Wiederholung der Infiltrationsversuche im Infiltrationsfeld 2 bei Neuinstallation der Messeinrichtung“ erfolgreich beantwortet werden.

Ergänzend lässt sich aus den Ergebnissen der 13. Messung eine bevorzugte Bewegungsrichtung der Fahne beobachten. Diese bewegt sich links von der jeweiligen Infiltrationsstelle weg und kann in den Tomogrammen beobachtet

werden. Die bevorzugte Fließrichtung (von rechts nach links) im Untersuchungsgebiet 1 lässt sich mit dem Einfallen der Basisabdichtung erklären (vgl. Abb. 47).

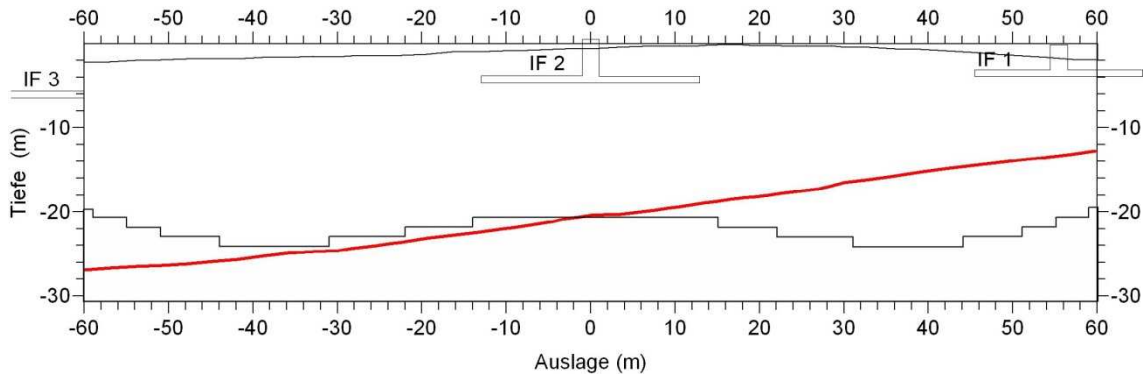


Abb. 47: Verlauf der Basisabdichtung unterhalb der Elektrodenauslage (rot dargestellt) im Untersuchungsgebiet 1

In der Deponietechnik werden Abfälle meist hangabwärts von einem Böschungsrand schichtweise abgelagert. Somit können parallel zur Basisabdichtung bevorzugte Wasserwegsamkeiten entstehen. Werden die Ergebnisse der 13. Messung betrachtet (vgl. Abb. 45), so lässt sich ein Einfluss der Basisabdichtungsneigung (vgl. Abb. 47) auf die Lage und den Verlauf der Ergebnisse erkennen. Innerhalb der 13. Messung lässt sich, wie bei der ersten Messung nach 45 Stunden, ein horizontaler Wirkungsbereich von circa 63 Metern beobachten²⁹. Dieser ist im Unterschied zur ersten Messung vom Infiltrationsfeld 2 nach links versetzt. Nach 137 Stunden ist der Wirkungsbereich auf einer Gesamtlänge von 68 Metern zu beobachten³⁰.

Die zweite Frage bezüglich der Betrachtung der Fahnenausbreitung in den Bereichen zwischen den Infiltrationsfeldern IF 1 bis IF 3 konnte nicht aus den gewonnenen Daten der zweiten Messkampagne beantwortet werden. Durch einen Defekt des Messgerätes, der nicht vor Ort behoben werden konnte, musste die Untersuchung während der 14. Messung abgebrochen werden.

Hingegen reicht das erhobene Datenmaterial aus, um die dritte Fragestellung dieser Messkampagne zu beantworten. Dadurch, dass die zweite Messkampagne in den Sommermonaten durchgeführt wurde, herrschten andere Witterungsbedingungen als in den Wintermonaten der ersten Messkampagne. In den Wintermonaten waren die Temperaturen an der Oberfläche der Deponie entsprechend tief mit einer teilweise geschlossenen Schneedecke. Im Sommer hingegen waren eher hohe Temperaturen vorhanden, die durch die verlegte schwarze KDB-Bahn auf der Oberfläche der Deponie sogar verstärkt wurden.

²⁹ Vgl. Anhang B, Messung 13 und 14, Stunde 45, horizontaler Bereich -45 m bis 18 m .

³⁰ Vgl. Abb. 45 , horizontaler Bereich -50 m bis 18 m.

Beim Vergleich der Ergebnisse von Winter- und Sommermonaten ist kein eindeutiger Trend erkennbar, der auf den Einfluss dieser Zyklen zurückzuführen wäre. Das Gleiche gilt auch für Tag- und Nachtzyklen. Somit lassen sich aus den durchgeführten Messergebnissen (Messung 1 bis Messung 14) keine erkennbaren saisonalen Einflüsse ableiten.

Zusammenfassend lässt sich aus den Ergebnissen der zweiten Messkampagne folgern, dass eine Messung mittels des Mess- und Auswertungsalgorithmus unabhängig von der Neuinstallation der Maßeinheit möglich ist. Ferner wirken sich die saisonalen Zyklen und Witterungsbedingungen nicht auf die Ergebnisse aus.

6.4 Messkampagne 3

6.4.1 Messungen 16 bis 19

Nachdem das Softwareproblem des Messgerätes durch den Hersteller gelöst wurde, konnte die dritte Untersuchung im Untersuchungsgebiet 2 geplant und durchgeführt werden (vgl. Abb. 48).

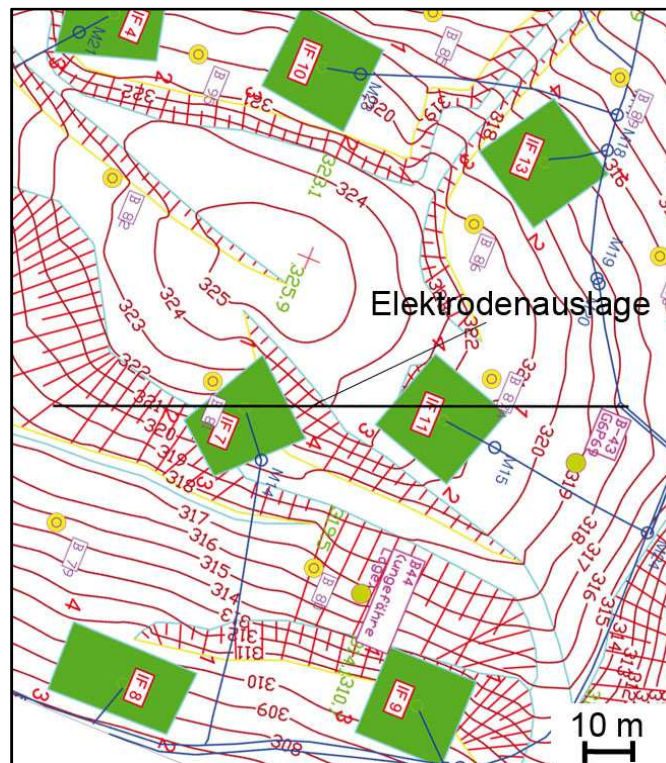


Abb. 48: Lage der Elektrodenauslage zu den Infiltrationsfeldern IF 7 und IF 11 mit Darstellung der benachbarten Infiltrationsfelder im Untersuchungsgebiet 2

Die Messungen der dritten Messkampagne wurden an den Infiltrationsfeldern IF 7 und IF 11 durchgeführt und sollen als Vergleichsuntersuchung zum Untersuchungsgebiet 1 dienen. Im Untersuchungsgebiet 2 sind im Gegensatz zum Untersuchungsgebiet 1, das nur die untersuchten drei Felder beinhaltet, zusätzlich 5 weitere Infiltrationsfelder in unmittelbarer Umgebung vorhanden (vgl. Abb. 48). Die benachbarten Infiltrationsfelder wurden im Gegensatz zu den Infiltrationsfeldern 7 und 11 nicht stillgelegt und wurden während und nach der dritten Messkampagne im Automatikmodus betrieben. Der Automatikbetrieb dieser Infiltrationsfelder zeichnet sich dadurch aus, dass die SPSS-Steuerung versucht, einen eingestellten maximalen Tagewert - in diesem Fall 13 m³ Deponiesickerwasser pro Infiltrationsfeld - diskontinuierlich innerhalb von 24 Stunden je Infiltrationsfeld zu infiltrieren. Dieser Modus stellt den Normalbetrieb der Infiltrationseinrichtung dar und ist eine quasikontinuierliche Infiltration. Hingegen ist für alle hier durchgeführten und beschriebenen Infiltrationsversuche eine einmalige Schwallbewässerung am Anfang der jeweiligen Messung durchgeführt worden. Innerhalb der dritten Messkampagne wurden folgende Ziele und Fragestellungen untersucht:

- Detektierung mittels des Mess- und Darstellungsalgorithmus einer Infiltration an einem anderen Standort
- Detektierung trotz Störungen durch benachbarte Infiltrationsereignisse außerhalb der Elektrodenauslage (vgl. Abb. 48)
- Unterschiede bei der Detektierung mittels des Mess- und Darstellungsalgorithmus dieser Arbeit von quasikontinuierlichen beziehungsweise einmaligen Infiltrationsversuchen der gleichen Tagesmenge
- Betrachtung der maximalen Fahnenausbreitung nach der Infiltration in den Bereichen zwischen den Infiltrationsfeldern (offene Frage der zweiten Messkampagne).

Wie in der ersten und zweiten Messkampagne wurde im Vorfeld der Infiltrationsversuche der dritten Messkampagne eine Nullmessung durchgeführt. Die infiltrationsfreie Zeit vor der Nullmessung betrug vier Wochen. Nach der Installation der Messeinrichtung wurde die 16. Messung mit insgesamt 72 Stunden als Nullmessung aufgezeichnet. Die Ergebnisse sind im Tomogramm von Abb. 49 dargestellt. In Abb. 49 sind nicht nur die Infiltrationsfelder 7 und 11, die durch die Elektrodenauslage geschnitten werden, dargestellt, sondern auch alle benachbarten Infiltrationsfelder des Untersuchungsgebietes 2, die in das Profil hineinprojiziert werden (vgl. Abb. 48). Das Tomogramm lässt sich von den charakteristischen Eigenschaften mit den Nullmessungen der ersten und zweiten Messkampagne vergleichen.

Um die erste und zweite Frage der dritten Messkampagne zu beantworten, wurden zur Untersuchung zwei Infiltrationsversuche durchgeführt. Als Erstes

wurden in Messung 17 10 m^3 Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 7 einmalig infiltriert und über einen Zeitraum von 143 Stunden beobachtet. Dieser Vorgang wurde in der 18. Messung wiederholt, wobei im Unterschied zur 17. Messung das Infiltrationsfeld 11 beschickt wurde. Abb. 50 und Abb. 51 stellen die Veränderungen von 143 Stunden nach der Infiltration in den jeweiligen Infiltrationsfeldern dar. Wie erwartet, bildeten sich seitlich und unterhalb des Infiltrationsfeldes 7 mehrere Fahnen aus, die im Zeitverlauf beobachtet werden konnten (vgl. Abb. 50). Ähnliche Ergebnisse hat die 18. Messung geliefert. Auch hier lässt sich eine Fahne unterhalb der Infiltrationsstelle beobachten (vgl. Abb. 51). Allerdings ist diese Fahne geringer ausgeprägt und wird seltener im Zeitverlauf detektiert als bei den Untersuchungen im ersten Untersuchungsgebiet. Diese Tatsache lässt sich durch die Erkenntnisse aus Kapitel 6.1 begründen. Dabei gilt, dass Auflösungsvermögen und Detektierbarkeit mit der Tiefe abnehmen. Die absolute Tiefe der Infiltrationsfelder IF 7 und IF 11 zum höchsten Punkt der Elektrodenauslage beträgt circa 10 m. Somit sind die beobachteten Infiltrationsfelder im zweiten Untersuchungsgebiet um circa 6 m tiefer angeordnet als das hauptsächlich beobachtete Infiltrationsfeld (IF 2) im ersten Untersuchungsgebiet.

In beiden Abbildungen sind auch andere Fahnen sichtbar³¹, die parallel zu den nachvollziehbaren Fahnen der Infiltrationsversuche gehäuft entstehen. Diese Fahnen lassen sich damit erklären, dass die Einflüsse der weiteren benachbarten Infiltrationsfelder in den Tomogrammen der dritten Messkampagne mit betrachtet werden.

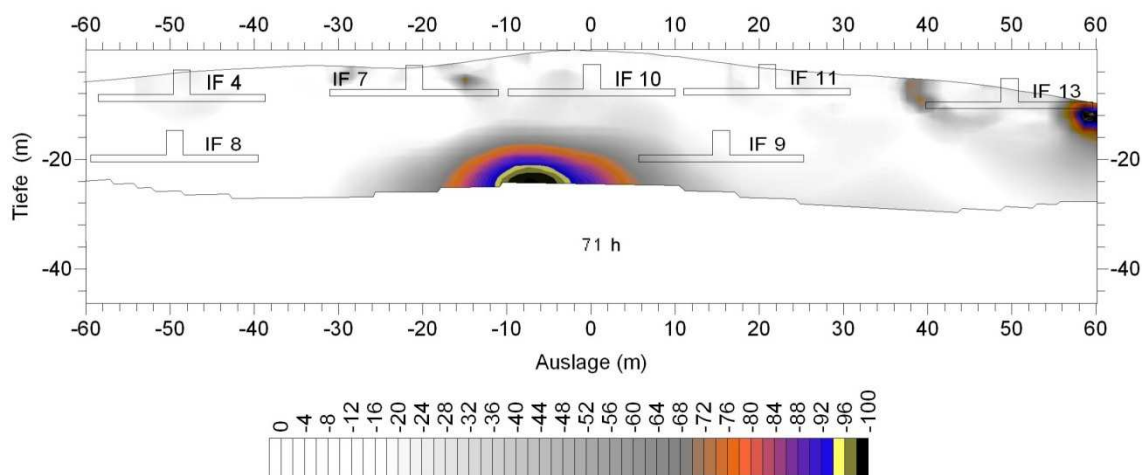


Abb. 49: Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 2 von insgesamt 71 Stunden vor dem 17. Infiltrationsversuch (Messung 16, Bezugsdatensatz für die PQT: erste Stunde der Messung 16, Skalierung in [%])

³¹ Die rot markierten Bereiche in Abb. 50 und Abb. 51.

Es ist davon auszugehen, dass die seitlich benachbarten Infiltrationsmaßnahmen durch dreidimensionale Strömungen in den Ergebnissen der dritten Messkampagne detektiert werden. Hierbei kann eine gewisse Korrelation festgestellt werden. Da jedoch die Infiltrationsfelder 4, 8, 9, 10 und 13 quasi-kontinuierlich betrieben und nicht durch die Elektrodenauslage geschnitten wurden (vgl. Abb. 48), sind diese Einflüsse im Nachhinein mit dem erhobenen Datenmaterial nicht eindeutig rekonstruierbar. Allerdings sind diese Einflüsse sehr wahrscheinlich. Ein sehr ausgeprägtes Beispiel findet sich in Abb. 50 und Abb. 51 unterhalb des Infiltrationsfeldes 13.

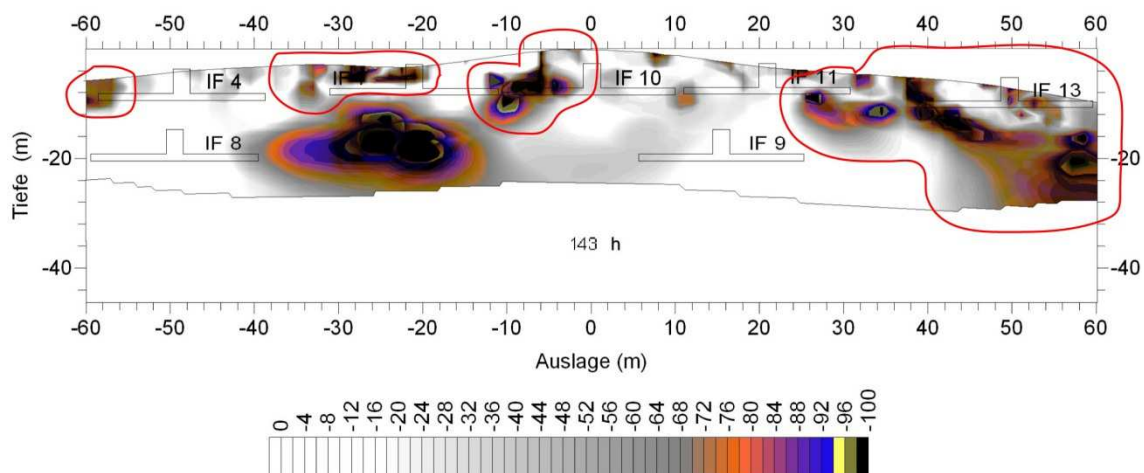


Abb. 50: Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 2 von insgesamt 143 Stunden nach der Infiltration von 10 m^3 Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 7 (Messung 17, Bezugsdatensatz für die PQT: 72. Stunde der Messung 16, Skalierung in [%]). Rote Bereiche markieren Fahnen, die nicht direkt mit dem definierten Infiltrationsversuch der 17. Messung in Verbindung gebracht werden können.

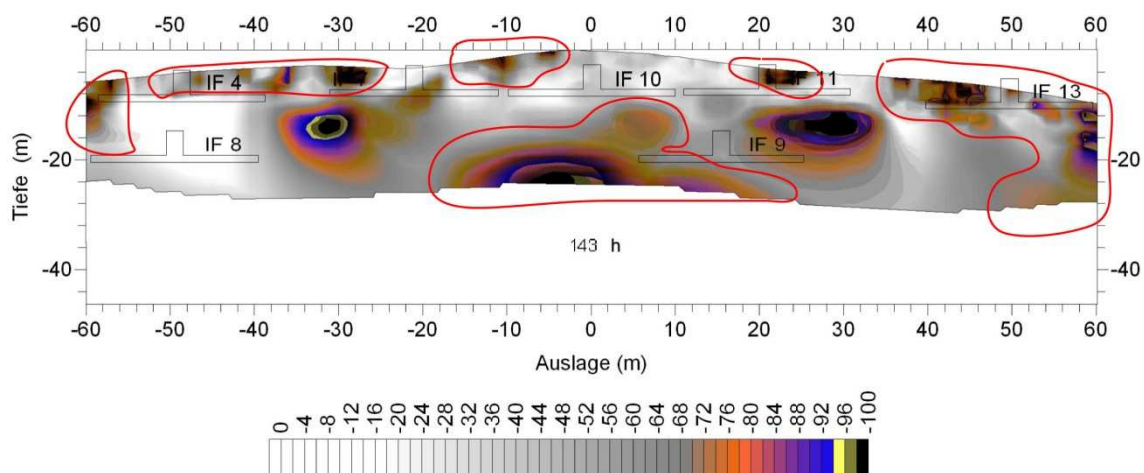


Abb. 51: Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 2 von insgesamt 143 Stunden nach der Infiltration von 10 m^3 Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 11 (Messung 18, Bezugsdatensatz für die PQT:

144. Stunde der Messung 17, Skalierung in [%]). Rote Bereiche markieren Fahnen, die nicht direkt mit dem definierten Infiltrationsversuch der 18. Messung in Verbindung gebracht werden können.

Um den Unterschied zwischen den quasikontinuierlichen beziehungsweise einmaligen Infiltrationsversuchen der gleichen Tagesmenge zu untersuchen, wurde die 19. Messung durchgeführt. Während der 19. Messung wurden die Infiltrationsfelder 7 und 11 wie alle anderen Infiltrationsfelder in Automatikmodus versetzt. Dabei konnte eine quasikontinuierliche Infiltration von 10 m^3 Deponiesickerwasser je Feld und Tag verwirklicht werden. Diese Tagessollmenge von 10 m^3 wurde in stündlichen Infiltrationsintervallen von der SPSS-Steuerung eingeteilt und in einem Zeitraum von 24 Stunden durchgeführt. Abb. 52 stellt die gesamten Veränderungen von 200 Stunden nach Beginn der Intervallinfiltration in den Infiltrationsfeldern 7 und 11 dar.

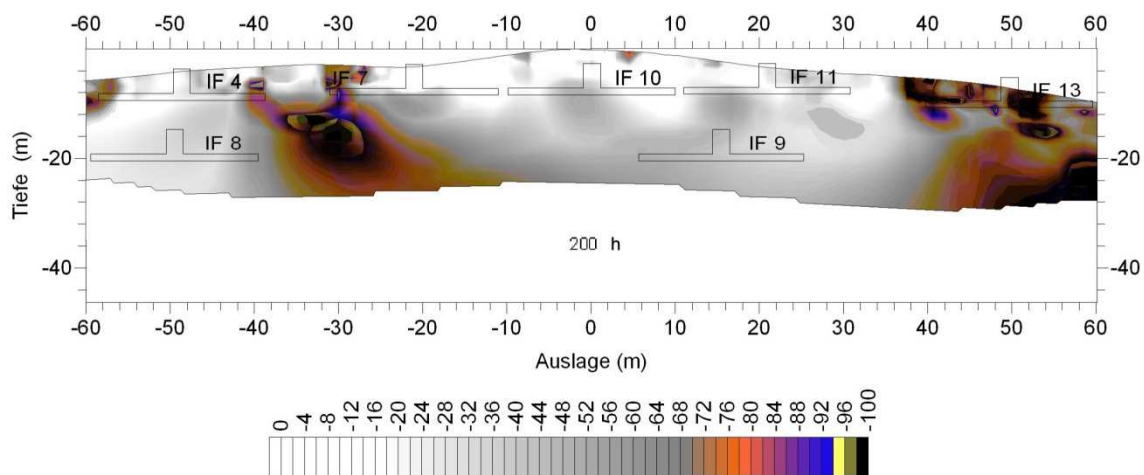


Abb. 52: Darstellung der aufsummierten Veränderungen im Untersuchungsgebiet 2 von insgesamt 200 Stunden nach der kontinuierlichen Infiltration von Deponiesickerwasser im Infiltrationsfeld 7 und 11 (Messung 19, Bezugsdatensatz für die PQT: 144. Stunde der Messung 18, Skalierung in [%])

Im Tomogramm von Abb. 52 werden zwei Fahnen sichtbar, die nicht direkt in Korrelation gebracht werden können mit den Infiltrationsversuchen in den Infiltrationsfeldern IF 7 und 11 (vgl. auch Anhang B). Obwohl in der 19. Messung in der Summe die gleiche Tagesmenge wie bei der 17. und 18. Messung infiltriert wurde, lässt sich diese nicht nachvollziehen, da diese pro Infiltrationsvorgang zu gering ist (ca. $1/24$ pro Stunde). Diese Beobachtungen lassen sich mit den Ergebnissen aus Kapitel 6.2.3 „Auswirkungen der Infiltrationsmenge“ begründen. Dabei gilt: Umso geringer die Infiltrationsmenge pro Infiltrationsvorgang, desto wahrscheinlicher die Überschattung durch andere Ereignisse. Die Infiltrationsmenge pro Infiltrationsvorgang ist mit $1/24$ geringer als bei der Schwallbewässerung der vorangegangenen Messungen 17 und 18.

6.4.2 Diskussion

Zusammenfassend lässt sich aus dem erhobenen Datenmaterial der 17. und 18. Messung ableiten, dass trotz der Einflüsse der benachbarten Infiltrationsfelder der Mess- und Auswertungsalgorithmus auch an einem anderen Untersuchungsstandort einsetzbar ist. Dabei muss jedoch berücksichtigt werden, dass durch die größere Tiefe der Lage des Infiltrationsfeldes das Informations- und Detektierungspotenzial des Mess- und Auswertungsalgorithmus abnimmt und lückenhaft wird. Dies spiegelt sich in der eher lückenhaften Detektierung der Infiltrationsverläufe im Vergleich zu der ersten und zweiten Messkampagne wider (vgl. Anhang B). Dabei spielen für die lückenlose Darstellung des Infiltrationsverlaufes sowohl die absolute Tiefe der Infiltrationsstelle als auch die Überschattung durch benachbarte Infiltrationsereignisse eine Rolle.

Mit der Auswertung des erhobenen Datenmaterials aus der 19. Messung konnte die dritte Frage der dritten Messkampagne erfolgreich untersucht werden. Dabei gilt, dass bei Einsatz einer gleichen Tagesmenge für die Infiltration die einmalige Schwallbewässerung im Vergleich zu der kontinuierlichen stündlichen Bewässerung besser durch den Mess- und Auswertungsalgorithmus detektiert werden kann.

Die letzte Frage dieser Messkampagne - die Betrachtung der Fahnenausbreitung nach der Infiltration in den Bereichen zwischen den Infiltrationsfeldern – kann sowohl in der zweiten als auch in der dritten Messkampagne mittels der erhobenen Daten nicht beantwortet werden. In der zweiten Messkampagne ist das Messgerät wie in Kapitel 6.3 erwähnt, zu Beginn der 14. Messung ausgefallen. In der aktuellen Messkampagne hingegen sind die Rahmenbedingungen nicht geeignet, um diese Fragestellung zu untersuchen, da durch die größere Tiefenlage der Infiltrationsfelder nicht die tatsächlichen Auswirkungen der Infiltration beobachtet werden.

7 Schlussfolgerungen und Ausblick

Um Infiltrationsanlagen zu dimensionieren beziehungsweise zu betreiben, benötigen Deponiebetriebe Informationen über die Wasserverteilung in Deponien. Mittels der geoelektrischen Impedanztomografie mit einer an der Oberfläche angeordneten Elektrodenauslage konnten im Rahmen der vorliegenden Arbeit diese Informationen indirekt anhand der verursachten Widerstandsveränderung durch die Infiltrationen ermittelt werden. Dabei konnten folgende Rahmenbedingungen und Einschränkungen für die eingesetzte Messtechnik festgestellt werden:

Die Beobachtung von Infiltrationsversuchen mittels des Auswertungs- und Darstellungsalgorithmus ist möglich. Dies lässt sich am Beispiel der Untersuchungen an Infiltrationsfeld 2 verdeutlichen. Das Infiltrationsfeld 2 wurde bei der vorliegenden Arbeit am häufigsten beobachtet. Insgesamt 14 Infiltrationsversuche sind in und um das Infiltrationsfeld 2 durchgeführt worden. Hierbei konnten folgende Beobachtungen gemacht werden: Mit der Infiltration in einer Infiltrationsfläche von 20 x 20 m konnte ein horizontaler Wirkungsbereich unterhalb der Elektrodenauslage von bis zu 70 Metern 45 Stunden nach der Infiltration erkannt werden. Das Abflussverhalten variierte von Messung zu Messung. Grundsätzlich konnte aber eine bevorzugte Fließrichtung in den Tomogrammen erkannt werden. Diese Hauptfließrichtung lässt sich mit dem Verlauf der Basisabdichtung unterhalb des Infiltrationsfeldes erklären.

Die Darstellungseigenschaften beziehungsweise Detektierfähigkeit des Auswertungs- und Darstellungsalgorithmus nehmen mit der Tiefe ab. Dies lässt sich mit der an der Oberfläche angeordneten Elektrodenauslage in den Untersuchungsgebieten begründen. Um die Eigenschaften des Auswertungs- und Darstellungsalgorithmus innerhalb der vorliegenden Arbeit zu quantifizieren, ist eine Modellierungsreihe durchgeführt worden. Für die Quantifizierung wurden synthetische Datensätze generiert und mittels des Auswertungs- und Darstellungsalgorithmus auf ihre Darstellungseigenschaften überprüft. Die Abnahme der Darstellungseigenschaften beziehungsweise der Detektionsfähigkeit mit der Tiefe kann wie folgt zusammengefasst werden: Ereignisse lassen sich zeitlich und räumlich eingrenzen, wobei die entstandenen Ereignisse in den Tomogrammen unabhängig von der Tiefe verzerrt abgebildet werden. Grundsätzlich werden diese größer und nach unten verschoben dargestellt. Dabei spielt die Intensität der Veränderung zu dem gewählten Bezugsdatensatz für die zeitliche und räumliche Eingrenzung des Ereignisses keine Rolle. Auch Ereignisse mit geringerer Intensität werden dargestellt, wobei alle Ergebnisse mit der Tiefe immer verzerrter und größer dargestellt werden. Die Elektrodenauslage sollte unmittelbar oberhalb der zu untersuchenden In-

filtrationsstelle angebracht werden. Das Untersuchungsgebiet ist an der Oberfläche idealerweise flach, denn jeder Meter, der durch die Topografie den Abstand zwischen Elektrodenposition und Ereignissen vergrößert, verringert den Informationsgehalt der Ergebnisse.

Vor jedem größeren Infiltrationsversuch sollte im Untersuchungsgebiet eine mehrwöchige Infiltrationspause vorgenommen werden. Durch die Datenauswertung von Nullmessungen (vgl. Kapitel 6.2.1) sowie weitere Infiltrationsversuche (Kapitel 6.2 bis 6.4) konnte nachgewiesen werden, dass die Auswirkungen einer Infiltration noch nach Wochen nachweisbar bleiben. Innerhalb dieser Arbeit hat sich ein infiltrationsfreier Zeitraum von mindestens 4 Wochen als geeignet erwiesen. Diese infiltrationsfreie Zeit ist insoweit sinnvoll, als dass damit die anschließenden Infiltrationsverläufe über den gesamten Zeitraum mehr oder weniger ungestört beobachtet werden können. Ferner wird der benötigte Bezugsdatensatz für den PQT nicht durch vorangeschrittene Infiltrationsauswirkungen gestört. Auch bei Nichteinhalten dieser Frist werden verwertbare Ergebnisse erzielt, die aber durch vorhergehende Infiltrationen gestört sein können.

Die elektrische Leitfähigkeit des Infiltrationsmediums sollte einen hohen Wert aufweisen. Innerhalb der durchgeführten Untersuchungen wurden Infiltrationsmedien mit einer elektrischen Leitfähigkeit zwischen 500 $\mu\text{S}/\text{m}$ und 1400 $\mu\text{S}/\text{m}$ eingesetzt. Dabei wurden hinsichtlich der Kontrastbildung in den Tomogrammen die besten Ergebnisse beim Einsatz des Mediums mit der höchsten elektrischen Leitfähigkeit erzielt. Hierbei handelte es sich um Deponiesickerwasser (vgl. Kapitel 6.2.2). Deponiesickerwasser verursacht eine Verringerung des spezifischen Widerstandes im Untersuchungsgebiet, das durch den Auswertungs- und Darstellungsalgorithmus der vorliegenden Arbeit detektiert wird. Bei keinem der untersuchten Infiltrationsmedien konnte eine Korrelation zwischen der Erhöhung des spezifischen Widerstandes im Untersuchungsgebiet und der durchgeführten Infiltrationsmaßnahmen hergestellt werden. Daher wurden diese Bereiche in den Tomogrammen nicht dargestellt. Wenn kein Deponiesickerwasser als Infiltrationsmedium eingesetzt wird, sollte durch Zugabe von einem elektrolythaltigen Tracer die elektrische Leitfähigkeit auf mindestens 1400 $\mu\text{S}/\text{m}$ erhöht werden.

Die gewählte Infiltrationsmenge sollte so groß wie möglich sein. Aus den Ergebnissen von Kapitel 6.2.3 wird ersichtlich, dass bezüglich der Kontrastbildung in den Tomogrammen eine möglichst hohe Infiltrationsmenge eingesetzt werden sollte. Innerhalb der vorliegenden Untersuchungen wurden die Auswirkungen der Infiltration von 2 m^3 , 6 m^3 und 10 m^3 Deponiesickerwasser pro Infiltrationsfeld überprüft. Die besten Kontraste in den Ergebnistomo-

grammen wurden mit der Infiltration von 10 m³ Deponiesickerwasser pro Feld erzielt.

Schwallbewässerungen werden besser detektiert als kontinuierliche Bewässerungen. Im Gegensatz zu einer kontinuierlichen Bewässerung zeichnet sich eine Schwallbewässerung dadurch aus, dass die gesamte geplante Tagesmenge einmalig infiltriert und nicht über den gesamten Tag verteilt wird. Mit der Auswertung des erhobenen Datenmaterials aus den drei durchgeführten Messkampagnen wird ersichtlich, dass eine Schwallbewässerung hinsichtlich der Detektierung des Infiltrationsverlaufes vorteilhafter ist. Dabei gilt, dass bei Einsatz einer gleichen Tagesmenge für die Infiltration die Schwallbewässerung im Vergleich zu der kontinuierlichen Bewässerung besser durch den Mess- und Auswertungsalgorithmus detektiert werden kann (vgl. Kapitel 6.4, Messung 19).

Die saisonalen Einflüsse wirken sich nicht auf die Detektion der Infiltrationsverläufe aus. Beim Vergleich der Ergebnisse von Tag- und Nachtzyklen sowie der Winter- und Sommermonate ist kein eindeutiger Trend erkennbar, der auf den Einfluss dieser Zyklen zurückzuführen wäre (vgl. Kapitel 6.3).

Die Reproduzierbarkeit der Messungen mittels Auswertungs- und Darstellungsalgorithmus unter Deponiebedingungen ist gewährleistet. In der ersten Messkampagne wurde unter gleichen Messbedingungen ein Infiltrationsversuch viermal hintereinander detektiert. Nach einer mehrmonatigen Pause und der Neuinstallation der Messeinrichtung führte die Wiederholung des Infiltrationsversuches in der zweiten Messkampagne zu ähnlichen Ergebnissen hinsichtlich der Kontrast- und Intensitätsbildung in den Tomogrammen. Auch bei einem Wechsel des Untersuchungsgebietes konnten mittels des Auswertungs- und Darstellungsalgorithmus in der dritten Messkampagne die Auswirkungen von Infiltrationsversuchen erneut detektiert werden.

Zusammenfassend lassen sich aus den Ergebnissen folgende Schlüsse ziehen: Mit dem entstandenen Auswertungs- und Darstellungsalgorithmus der vorliegenden Arbeit lassen sich die Auswirkungen von Infiltrationsmaßnahmen in Deponien rekonstruieren. Dabei gelten die aufgezählten Einschränkungen und Rahmenbedingungen. Die hydraulischen Verhältnisse nach einer Infiltration können nunmehr nicht nur theoretisch modelliert werden, sondern lassen sich zusätzlich durch reale Abläufe aus den Messungen ergänzen. Die Informationsausbeute, die mit dem Verfahren gewonnen wird, lässt sich mit einem Betrachter, der in den Nebel schaut, vergleichen. Der Betrachter kann dabei ein Objekt zeitlich und in der Richtung erkennen, jedoch meist bedingt durch den Abstand Entfernung und Größe nicht richtig einschätzen. Je kleiner der Abstand zum Objekt gewählt wird, desto genauer lassen sich Größe und

Entfernung zum Objekt abschätzen. Diese Informationsausbeute ist meistens ausreichend, um eine Infiltrationsanlage zu begutachten. Sind die Rahmenbedingungen in dem zu untersuchenden Gebiet nicht geeignet, beziehungsweise wird eine bessere Informationsqualität für die Tiefe benötigt, so könnten Bohrlochelektroden für die Messungen eingesetzt werden. Um eine solche Messung zu verwirklichen, ist für jedes Untersuchungsgebiet ein höherer finanzieller Aufwand nötig, da mindestens zwei zusätzliche Bohrlöcher für die einzusetzenden Elektroden errichtet werden müssen. Ferner sind mit dem Auswertungs- und Darstellungsalgorithmus nur qualitative, nicht quantitative Aussagen über den Wassergehalt möglich. Mit der vorliegenden Arbeit konnte nachgewiesen werden, dass mit der Gleichstrom-Geoelektrik und im Speziellen der Impedanztomografie die Auswirkungen von Infiltrationen auf Deponien nachweisbar und darstellbar sind.

8 Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit sind die theoretischen Hintergründe der Infiltrationstechnik auf Deponien zusammengetragen worden. Hieraus wird ersichtlich, dass mit der Umsetzung der EU-Richtlinie in Form der Deponieverordnung ein weiterer Schritt in Richtung der nachsorgefreien Deponie gemacht worden ist. Durch die Reduktion des organischen Stoffanteils vor der Ablagerung und der anschließenden Trennung des Abfalls von der Umwelt durch Dichtungssysteme werden die geforderten Richtlinien in der Verordnung bei Deponien der neuesten Generation³² umgesetzt. Zusätzlich müssen Altablagerungen und Altdeponien saniert werden, um das gleiche Ziel der nachsorgearmen Deponie nachträglich zu erreichen. Dabei sind viele Altdeponien schon mit einem funktionsfähigen Abdichtungssystem von der Umwelt abgekapselt, besitzen jedoch noch immer einen hohen organischen Anteil. Mit der Infiltration von Wasser kann der organische Anteil in Altdeponien stark reduziert werden. Daher ist die Infiltrationstechnik auf Deponien ein Sanierungsverfahren, das zur Reduzierung des organischen Anteils und zur Stabilisierung von Altdeponien eingesetzt wird. In einer Studie³³, die vom Verfasser dieser Arbeit im Jahre 2004 erstellt wurde, konnte nachgewiesen werden, dass 50 von 361 befragten Deponiebetreibern Erfahrungen mit der Infiltrationstechnik hatten beziehungsweise sich mit dieser Technik auseinandergesetzt haben. Zusätzlich zu dieser Studie wurden verfügbare Publikationen zur Infiltrationstechnik zusammengetragen und ausgewertet. Eine Auswahl dieser Publikationen wurde innerhalb dieser Arbeit besprochen.

Ziel der eingesetzten Infiltrationsanlagen ist es, den Deponiekörper homogen zu durchfeuchten. Die homogene Durchfeuchtung und die Wirkung einer Infiltrationsmaßnahme auf die Stabilisierung des Deponiekörpers sind unmittelbar miteinander verbunden. Häufig wird in Fachgesprächen bestritten, dass Infiltrationsmaßnahmen die erwünschten Wirkungen erreichen; unter anderem wird dabei die Vorstellung von Hauptwasserwegsamkeiten im Deponiekörper als stärkstes Gegenargument angeführt. Diese Hauptwasserwegsamkeiten sollen dazu führen, dass Sickerwasser auf bevorzugten Sickerbahnen durch den Abfallkörper dringt und somit den Deponiekörper ungleichförmig durchfeuchtet. Hierbei handelt es sich um Vorstellungen, die auf einzelnen standortspezifischen Untersuchungen beruhen, bei denen die Infiltrationsmaßnahmen nicht funktioniert haben. Betrachtet man jedoch publizierte Untersuchungen und verknüpft deren Aussagen, so bildet sich ein umfangreicheres Bild, das wie folgt resümiert werden kann:

³² Deponien nach dem 01.06.2005.

³³ Rettenberger & Kloos (2005).

Wasserverteilung: Die räumliche Struktur, die Einbautechnik und das eingebaute Material führen zu einem nicht prognostizierbaren und inhomogenen Durchfluss. Somit ist jeder Standort einzigartig. Abhängig von der Schwerkraft gibt es immer sowohl frei bewegliches Sickerwasser als auch Haftwasser. Die Durchströmung findet sowohl im gesättigten als auch im ungesättigten Mikrobeziehungsweise Makroporenraum statt. Innerhalb der Poren wird die Wasserbewegung durch die Schwer-, Adsorptions- und Osmosekraft verursacht. Es können sich Hauptwasserwegsamkeiten bilden. Die lateralen Fließbewegungen sind höher als die horizontalen. Innerhalb der Deponie können wasserundurchlässige Sperrschichten auftreten, die Stauwasserhorizonte verursachen. Durch Setzungen, Abbauprozesse und Ausspülungen im Deponiekörper können gebildete Abflussstrukturen umgewandelt werden und sich neu bilden. Daraus lässt sich folgern, dass es sich bei der Wasserbewegung in aktiven Deponien eher um dynamische Abflussgebilde handelt, die sich in Lage und Richtung im Zeitverlauf verändern können.

Effizienz einer Infiltration: Grundsätzlich konnte anhand von unterschiedlichen Untersuchungen im Labor der Zusammenhang von Wasser und dem Abbau des organischen Anteils nachgewiesen werden. Ferner sind in den letzten Jahren an unterschiedlichen Deponiestandorten die Auswirkungen von Infiltrationsmaßnahmen auf die Reduzierung des organischen Anteils und die Stabilisierung von Deponien durch In-situ-Messungen erfolgreich beobachtet worden. Hierbei wurden unterschiedliche chemische und physikalische Parameter von den Autoren aufgezeichnet und untersucht. Die Bilanzierungen der Deponieemissionen haben sich als eine einfache und kostengünstige Untersuchungsmethode erwiesen, um in einer Deponie den indirekten Nachweis einer erfolgreichen Infiltrationsmaßnahme zu erbringen. Wenn negative Ergebnisse vorhanden waren, dann wurden diese von den Autoren meistens mit dem fehlenden organischen Anteil in der Deponie in Verbindung gebracht beziehungsweise mit einem unzureichenden Vorkommen von Reaktionswasser an den Reaktionsstellen.

Oft ist es jedoch nicht möglich, Sickerwasser- oder Gasemissionen gezielt zu erfassen, um eine Infiltrationsmaßnahme zu beurteilen, da an vielen Deponiestandorten unterschiedliche Deponieabschnitte über die gleichen Sammelleitungen für Emissionen verfügen. Nur mit einem hohen Technikbeziehungsweise Messaufwand würde sich eine Bilanzierung in diesen Fällen verwirklichen lassen. Somit entstand die Idee für die vorliegende Arbeit, die Effizienz einer Infiltration indirekt über den Nachweis von Widerstandsveränderungen im Umfeld der Infiltrationsanlagen zu ermitteln. Hierbei könnten nicht nur bereits installierte Infiltrationsmaßnahmen optimiert werden, sondern auch jene, die neu geplant werden. Für den Nachweis der Wasserverteilung unterhalb der In-

filtration wurde die geoelektrische Impedanztomografie mit einer an der Oberfläche angeordneten Elektrodenauslage ausgesucht. In Kapitel 3 wurden die theoretischen und praktischen Grundlagen der geoelektrischen Impedanztomografie zusammengetragen. Die Wahl der Impedanztomografie als Messverfahren beruht auf mehreren hydrologischen Arbeiten, die nachweisen konnten, dass sich geoelektrische Methoden für die Erkundung von Fließbewegungen in porösen Medien eignen. Ferner waren die Hauptanforderungen an das Messverfahren geringe Messkosten und die schnelle Einsetzbarkeit des Verfahrens ohne größeren Bauaufwand.

Um das Messverfahren auf seine Eignung zur Detektierung der Infiltrationsauswirkungen in der Deponie zu überprüfen, wurde nach einer geeigneten Infiltrationsanlage in Deutschland gesucht. Die Deponie Leppe erwies sich in Bezug auf die eingesetzte Infiltrationstechnik als ein geeigneter Standort. Mit einer zweitägigen Orientierungsmessung wurden die Untersuchungen begonnen. Hierbei wurde unter Deponiebedingungen überprüft, ob und wie die geoelektrische Impedanztomografie Sickerwasserströme aus den Infiltrationsanlagen in der Deponie auflösen kann. Nach der Auswertung der gewonnenen Daten konnten signifikante Veränderungen der Widerstände zwischen den einzelnen Messungen in den Messergebnissen lokalisiert werden, die auf das infiltrierte Wasser der Infiltrationsfelder zurückgeführt werden konnten. Vor diesem Hintergrund wurde ein dreistufiges Untersuchungsprogramm erarbeitet und an der Deponie Leppe durchgeführt. Innerhalb dieses Untersuchungsprogramms wurden 19 Einzelmessungen durchgeführt. Die einzelnen Infiltrationsmaßnahmen und die damit verbundenen Messungen wurden sowohl im Winter als auch im Sommer an unterschiedlichen Infiltrationsfeldern durchgeführt. Im Zeitraum von Februar 2006 bis Februar 2007 wurde an 86 Tagen in den Untersuchungsgebieten gemessen. Durch nicht vorhersehbare Ereignisse, wie Stürme, Marderschäden an den Multielektrodenkabeln und ein Defekt des Messsystems konnten von den 86 beobachteten Tagen nur insgesamt 66 Tage beziehungsweise 1584 Datensätze für die Auswertung verwendet werden.

Diese 1584 gewonnenen Datensätze wurden mit einem für diesen Zweck eigens entwickelten Darstellungs- und Auswertungsalgorithmus aufgearbeitet. Die einzelnen Schritte und das detaillierte Vorgehen bei der Auswertung sind in Kapitel 5 zusammengestellt worden. Zusammenfassend lassen sich die einzelnen Auswertungsschritte wie folgt aufzählen:

1. Das eingesetzte Auswertungsverfahren ist die Prozessquotiententomografie; somit werden nur die relativen Veränderungen im Zeitverlauf zu einem bestimmten Zeitpunkt innerhalb der Messungen als Ergebnisse dargestellt.

2. Alle Rohdaten aus dem Feld sind mit einer medialen Standardabweichung von 2 % bereinigt worden.
3. Für die Inversion wurde eine iterative Rückprojektion eingesetzt, die ein standardisiertes Abbruchkriterium auf der Basis des RMS-Wertes beinhaltet.
4. In den Ergebnistomogrammen werden nur die Bereiche visualisiert, die eine Verringerung des spezifischen Widerstandes darstellen und eine bestimmte Sensitivitätsgrenze nicht unterschreiten.
5. Für die endgültige Darstellung der einzelnen Stunden in den Tomogrammen wurde eine relative Farbskala eingesetzt, die sich auf den maximalen Wert der jeweiligen Stunde bezieht.
6. Die gesamte Veränderung bis zu einer bestimmten Stunde wird durch das folienartige Aufeinanderlegen der einzelnen Tomogramme der jeweiligen vorangeschrittenen Stunden realisiert.

Wie erwähnt, ist der so entstandene Auswertungs- und Darstellungsalgorithmus an 1584 einzelnen Datensätzen angewandt worden. Bei dem Einsatz des Auswertungs- und Darstellungsalgorithmus für die Beobachtung der Infiltrationsauswirkungen konnten folgende Rahmenbedingungen beziehungsweise Einschränkungen beobachtet werden:

1. Die Beobachtung von infiltriertem Wasser mittels des Auswertungs- und Darstellungsalgorithmus ist möglich.
2. Die Darstellungseigenschaften beziehungsweise Detektierfähigkeit des Auswertungs- und Darstellungsalgorithmus nehmen mit der Tiefe ab.
3. Vor jedem größeren Infiltrationsversuch sollte im Untersuchungsgebiet eine mehrwöchige Infiltrationspause vorgenommen werden.
4. Die elektrische Leitfähigkeit des Infiltrationsmediums sollte mindestens 1400 $\mu\text{S}/\text{m}$ oder mehr betragen.
5. Die gewählte Infiltrationsmenge sollte möglichst groß sein.
6. Schwallbewässerungen werden besser detektiert als kontinuierliche Bewässerungen.
7. Die saisonalen Einflüsse wirken sich nicht auf die Detektion der Infiltrationsverläufe aus.
8. Die Reproduzierbarkeit der Messungen mittels des Auswertungs- und Darstellungsalgorithmus unter Deponiebedingungen ist gewährleistet.

Somit konnte mit der vorliegenden Arbeit nachgewiesen werden, dass mit der geoelektrischen Impedanztomografie und einer an der Oberfläche angeordneten Elektrodenauslage die Auswirkungen von Infiltrationen auf Deponien unter den genannten Rahmenbedingungen erkundbar sind.

Literaturverzeichnis

Achtnich, W. (1980): Bewässerungslandbau. Agrotechnische Grundlagen der Bewässerungswirtschaft. Stuttgart: Eugen Ulmer GmbH & Co.

Bauer, W. P. & Meisinger, S. (1999): Infiltration von Deponiesickerwasser - Ein Verfahren zur Optimierung von biologischen Umsetzungsvorgängen in abgedichteten Deponien. Umweltministerium Bayern: Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, 114. Berlin: Erich Schmidt.

Baumann, T. & Schneider, M. (1998): Dynamik des Wasserhaushalts von Hausmülldeponien; In: Entsorgungspraxis, 1998, Heft 3 (45-49).

Barker, R. D. (1989): Depth of investigation of a generalised collinear 4-electrode array, *Geophysics*, 1989, 54, 1031-1037.

Beblo, M. (1997): Umweltgeophysik. Berlin: Ernst & Sohn Verlag.

Belevi, H. & Baccini, P. (1989): Water and Element fluxes from Sanitary Landfills; In: *Christensen; Cossu & Stegmann: Sanitary Landfilling, Process, Technology and Environmental Impact, Academic Press (1989); zitiert in: Krümpelbeck, I. (1999).*

Bergischer Abfallwirtschaftsverband (2007): Metabolon, Entsorgungszentrum Leppe, Auslobung, Firmenbroschüre, Bergischer Abfallwirtschaftsverband, Engelskirchen.

Bilitewski, B. & Heilmann, A. (1994): Rotteverfahren als Alternative; In: Abwassertechnische Vereinigung (ATV), ATV Bundestagung 1994, Berichte der ATV e.V., Nr. 44, Hennef; zitiert in: Heyer, K. (2003).

Bothmann, P. (1997): Die Befeuchtung des Deponiekörpers zur Anregung der Gasproduktion - kritische Betrachtung; In: *Rettenberger, G. & Stegmann, R.: Neue Aspekte bei der Deponiegasnutzung, Innovation in Forschung und Verfahren, Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, Bonn: Economica Verlag (1997), 75 – 85.*

Butz, W. (1997): Klimarelevanz von Deponiegasemissionen, in: Rettenberger, G. & Stegmann, R., Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, Bd. 11, Neue Aspekte bei der Deponiegasnutzung, 9 – 21.

Bräcker, W. (2000): Empfehlung zur Rückführung von Sickerwasser in Deponien, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Abfallwirtschafts-Fakten 1.1, Hildesheim.

Dahlin, T. & Zhou, B. (2002): Gradient and mid-point-referred measurements for multi-channel 2D resistivity imaging, Procs. 8th Meeting Environmental and Engineering Geophysics, Aveiro, Portugal, 8-12 September 2002, 157-160.

Daily, W. & Owen, E. (1991): Cross-borehole resistivity tomography, In: Geophysics 56, 8, 1228 – 1235.

Dietrich, P. (1999): Konzeption und Auswertung gleichstromgeoelektrischer Tracerversuche unter Verwendung von Sensitivitätskoeffizienten, Dissertation, Lehrstuhl für Angewandte Geologie, Institut für Geologie und Paläontologie, Universität Tübingen.

Dohmann, M. & Kabbe, G. (1999): Gezielte Infiltration von Wasser in einem Deponiekörper zur Reduzierung des Emissionspotentials, Untersuchungsbericht des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, LUA Materialien Nr. 54.

Drees, K. T. (2000): Beschleunigter Stoffaustrag aus Reaktordeponien, Dissertation, Aachen: RWTH Aachen.

Drees, K. T. (2001): Deponiebewässerung, Ergebnisse und Konsequenzen; In: *Müll und Abfall, Fachzeitschrift für Behandlung und Beseitigung von Abfällen (2001), Heft 4, 216-220.*

Ehrig, H.-J. & Scheelhaase, T. (1995): BMBF-Statusbericht "Deponiekörper", Teil 1, Bergische Universität - GW Wuppertal.

Elling, W. (1985): Problem der Vorabschätzung von Sickerwasseremissionen; In: *Ehrig, H. J. & Mennerich A.: Sickerwasser aus Mülldeponien, Einflüsse und Behandlung, Heft 39, Braunschweig: Institut für Stadtbauwesen, TU Braunschweig (1985), 17-35.*

Forster, P., Ramaswamy, V. & et al. (2007): *Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing.* In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge und New York 2007, 130-233.

Friedel, S (1997): Hochauflösende Geoelektrik - Geoelektrische Tomographie, In: *Beblo, M: Umweltgeophysik, Berlin: Ernst & Sohn Verlag (1997), 131-151.*

Friedel, S. (2000): Über die Abbildungseigenschaften der geoelektrischen Impedanztomographie unter Berücksichtigung von endlicher Anzahl und endlicher Genauigkeit der Meßdaten, Dissertation, Fakultät für Physik und Geowissenschaften der Universität Leipzig, Leipzig: Shaker Verlag GmbH.

GGU (2006): Geophysik, zerstörungsfreie Prüfung: Seismik, Georadar, Geothermie, Gravimetrie, Geoelektrik, Ultraschall, Geomagnetik, Elektromagnetik, Erschütterungsmessung, Firmenbroschüre, GGU Gesellschaft für Geophysikalische Untersuchungen mbH, 3, Karlsruhe.

Göbbling, K. (2004): Geoelektrische Tomographie zur Überwachung eines Tracerversuchs auf dem Testfeld Krauthausen, Diplomarbeit, Institut für Geophysik und Meteorologie Universität zu Köln.

Griffiths, D.H., Turnbull, J. & Olayinka, A. I. (1990): Two-dimensional resistivity mapping with a computer-controlled array, *First Break* 8, 121-128.

Hagenau, J. (2006): Einfluss der applizierten Wassermenge und der Applikationsrate auf die Auswaschung von Stoffen aus porösen Medien, Dissertation, Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften, Halle-Wittenberg.

Hagrey, S. A. & Michaelsen, J. (1999): Resistivity and percolation study of preferential flow in vadose zone at Bokhorst, In: *Geophysics*, 64, Mai 1999, 746-753.

Hallof, P. G. (1957): On the interpretation of resistivity and induced polarisation measurements, PhD Thesis, M.I.T., Cambridge, Massachusetts, USA.

Hertig, U. (1997): Einfluß von Bewässerungsmaßnahmen im Altbereich der Deponie Horm auf die Deponiegasbildung; In: *Rettenberger, G. & Stegmann, R.: Neue Aspekte bei der Deponiegasnutzung, Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, Darmstadt: Economica Verlag (1997)*, 29-45.

Heyer, K. & Stegmann, R. (1997): Langfristiges Gefährdungspotential und Deponieverhalten von Ablagerungen, Bericht zum Teilvorhaben, TV4 im BMBF-Verbund-Vorhaben „Deponiekörper“, Förderkennzeichen BMBF: 1460799 D3: zitiert in: Krümpelbeck, I. (1999).

Heyer, K. (2003): Emissionsreduzierung in der Deponienachsorge, Dissertation, In: Stegmann, R.: *Hamburger Berichte*, Stuttgart: Abfall aktuell.

Hoffmann, R. (2004): Optimierungsansätze zur Datenerfassung und Interpretation von Multielektrodenmessungen, Dissertation, Institut für Geowissenschaften der Universität Tübingen, Tübingen.

Hohmann, G. W. (1988): Numerical modeling for electromagnetic methods in geophysics. In: *Nabighian, M. N., Electromagnetic methods in applied geophysics, Vol. 1, Soc.Expl. Geophys., Tulsa, Oklahoma, 313-363*.

Hupe, K., Heyer, K. & Stegmann, R. (2002): Gezielte Befuchtung/Bewässerung von Altdeponien zur Beschleunigung der biologischen

Umsetzungsprozesse; In: *Stegmann, R.: Deponietechnik 2002, Hamburger Berichte, Stuttgart: Abfall aktuell (2002)*, 237 – 264.

Jung, K.-D. & Knoll, K.-H. (1986): Hygienische Untersuchungen, In: *Spillmann, P. & Collins, H.-J.: Wasser- und Stoffhaushalt von Abfalldeponien und deren Wirkungen, DFG, Dt. Forschungsgemeinschaft, Weinheim: VCH (1986)*, 217-240.

Knödel, K., Krummel, H. & Lange, G (2005): Geophysik, Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien, 2. Auflage, Heidelberg: Springer-Verlag.

Kölsch, F. (1994): Ursachen von Sackungen und Setzungen im Deponiekörper und deren Auswirkungen auf Deponieoberflächen, In: *Rodatz, W.: Geotechnische Probleme im Deponie- und Dichtwandbau, Fachseminar: 17./18. März 1994, TU Braunschweig: Inst. f. Grundbau u. Bodenmechanik (1994)* (323 – 340).

Krümpelbeck, I. (1999): Untersuchungen zum Langfristigen Verhalten von Siedlungsabfalldeponien, Dissertation, Wuppertal.

Kruse, K. (1994): Langfristiges Emissionsgeschehen von Siedlungsabfalldeponien, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig, Heft 54, zitiert in: Krümpelbeck, I. (1999).

Lautenschlager, G. (2006): Auswirkungen der Infiltration von Sickerwasserkonzentrat in Hausmülldeponien, In: *Lautenschlager, G.: Infiltration von Sickerwasser auf Hausmülldeponien, 9. Triesdorfer Umwelttag, Fachseminar vom 31. Mai 2006, FH Weihenstephan, Fachbereich Umweltsicherung*.

Militzer, H. & Weber F. (1985): Angewandte Geophysik, Band 2, Geoelektrik - Geothermik - Radiometrie - Aerogeophysik, Berlin: Springer- Verlag.

Olayinka, A. I. & Yaramanci, U., (1999): Choice of the best model in 2-D geoelectrical imaging, case study from a waste dump site, In: *European journal of environmental and engineering geophysics*, 3, 221-244.

Peters, T. (2000): Kontrollierte Infiltration von Sickerwasserkonzentrat in den Deponiekörper; In: *"Infiltration von Wasser in den Deponiekörper", Fachgespräch am 14.12.2000, Umweltbundesamt Berlin, unveröffentlicht*.

Rettenberger, G. & Kloos, N. (2005): Erfahrung der Wasserinfiltration zur Intensivierung der Gasbildung; Überblick über die Realisierung in Deutschland. In: *Rettenberger, G. & Stegmann, R.: Stilllegung und Nachsorge von Deponien. Schwerpunkt Deponiegas 2005. Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, Band 16, Stuttgart: Abfall aktuell (2005)*, 125 – 134.

Ritzkowski M. (2005): Beschleunigte aerobe In-situ Stabilisierung von Altdeponien; In: Stegmann R. (2005), Hamburger Berichte, Band 26, Stuttgart, Abfall aktuell.

Sasaki, Y., 1994: 3-D resistivity inversion using the finite-element method, In: *Geophysics* 59, 11, 1839 – 1848.

Schlumberger, C. (1920): Etude sur la prospection électrique du sous-sol, Paris.

Schneider, I. (2004): Beschleunigung der anaeroben Stabilisierung eines noch in Betrieb befindlichen Deponieabschnittes durch linienförmige Infiltration von Sickerwasser über das horizontale Gasfassungssystem, Dissertation, Rostock: Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät der Universität Rostock.

Schoder (1997): Grundlagen und Anfangserfahrungen mit temporären Abdichtungen und Infiltration und deren Einfluß auf die Gasbildung; In: *Rettenberger, G. & Stegmann, R. (1997): Neue Aspekte bei der Deponiegasnutzung, Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, Darmstadt: Economica Verlag, 61-74.*

Schütze, C. (1999): Geoelektrische Prozeßquotiententomographie zum Nachweis dreidimensionaler Transportprozesse in Porengrundwasserleitern, Dissertation, Universität Leipzig, Leipzig.

Sharma, P.V. (1997): Environmental and Engineering Geophysics. Cambridge University Press, Cambridge.

Stegmann, R. (1990): Die Deponie als Reaktor, In: *Entsorgungs Praxis, 1990, Heft 10, 567-571.*

Stummer, P., Maurer, H. & Green, A. G. (2004): Experimental design: Electrical resistivity data sets that provide optimum subsurface information, *Geophysics*, 69, 120-139.

Tiebel-Pahlke, C. (2001): Gesteuerte Rückführung von Sickerwasser an der Deponie Wilsum; In: *Stegmann R. & Rettenberger G.: Deponiegas 2001, Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, Trier: Abfall Aktuell, 123-140.*

Yaramanci, U. & Olayinka A. I., 2000: Assessment of the reliability of 2D inversion of apparent resistivity data In: *Geophysical Prospecting* 48, 2, 293 – 316.

Lebenslauf und beruflicher Werdegang

Geb. am 18.06.1975 in Bukarest (RO)

Deutsche Staatsangehörigkeit

Berufstätigkeit	
08.2005 – 12.2008	Wissenschaftlicher Mitarbeiter, Lehrstuhl für Geologie, Universität Trier
02.2003 – 08.2005	Wissenschaftlicher Mitarbeiter, Lehr- und Forschungsbereich Abfalltechnik (LuFA), FH Trier
08.2002 – 02.2003	Projektingenieur bei der Ingenieurgruppe RUK, Wasserbillig (Luxemburg) und Stuttgart
07.1996 – 09.1997	Industriemechaniker bei der Mercedes-Benz AG, Stuttgart
11.1996 – 08.1997	Grundwehrdienst, Bundeswehrstandort Cochem
Berufsbegleitende Ausbildung	
07.2009 – 02.2006	Promotion Universität Trier, Fachbereich Geologie
10.2003 – 02.2006	Promotionszulassungsstudium Universität Trier, Fachbereich Geologie
Studium	
10.1997 – 02.2002	Diplomstudium der Versorgungstechnik, Studienschwerpunkt: Energie- und Umwelttechnik an der Fachhochschule Trier
02.2000 – 06.2000	Praxissemester, Berliner Wasserbetriebe
Studienbegleitende Tätigkeiten	
10.2000 – 01.2002	Studentische Hilfskraft, LuFA, FH Trier
10.1998 – 02.2001	Mitglied der Fachschaft Versorgungstechnik
03.1999 – 02.2000	Mitglied des Fachbereichsrats Versorgungstechnik
Berufsausbildung	
08.1993 – 07.1996	Ausbildung zum Industriemechaniker (Produktionstechnik) bei der Mercedes-Benz AG, Stuttgart
Schulbildung	
08.1993 – 07.1996	Wilhelm–Maybach–Schule (Fachhochschulreife)
08.1991 – 06.1993	Gewerbliche Schule Waiblingen (Realschulabschluss)
08.1990 – 06.1991	Salier–Hauptschule Waiblingen (Hauptschulabschluss)
08.1989 – 06.1990	Salier–Realschule Waiblingen
05.1986 – 06.1989	Gesamtschule Lohfelden
08.1985 – 12.1985	Gymnasium Bukarest
08.1981 – 06.1985	Industrielyzeum Bukarest

Anhang A

Tabelle A-1: Für die Aufgabenstellung modifizierte Protokolle aus dem Terrameter SAS 400 mit der originalen Dateibezeichnung „GRAD4S8.ORG“

A	B	M1	N1	M2	N2	M3	N3	M4	N4
19	29	21	22	23	24	25	26	27	28
20	30	21	22	23	24	25	26	27	28
18	28	20	21	22	23	24	25	26	27
19	29	20	21	22	23	24	25	26	27
21	31	22	23	24	25	26	27	28	29
20	30	22	23	24	25	26	27	28	29
17	27	19	20	21	22	23	24	25	26
18	28	19	20	21	22	23	24	25	26
21	31	23	24	25	26	27	28	29	30
22	32	23	24	25	26	27	28	29	30
16	26	18	19	20	21	22	23	24	25
17	27	18	19	20	21	22	23	24	25
22	32	24	25	26	27	28	29	30	31
23	33	24	25	26	27	28	29	30	31
15	25	17	18	19	20	21	22	23	24
16	26	17	18	19	20	21	22	23	24
23	33	25	26	27	28	29	30	31	32
24	34	25	26	27	28	29	30	31	32
14	24	16	17	18	19	20	21	22	23
15	25	16	17	18	19	20	21	22	23
24	34	26	27	28	29	30	31	32	33
25	35	26	27	28	29	30	31	32	33

13	23	15	16	17	18	19	20	21	22
14	24	15	16	17	18	19	20	21	22
25	35	27	28	29	30	31	32	33	34
26	36	27	28	29	30	31	32	33	34
12	22	14	15	16	17	18	19	20	21
13	23	14	15	16	17	18	19	20	21
26	36	28	29	30	31	32	33	34	35
27	37	28	29	30	31	32	33	34	35
11	21	13	14	15	16	17	18	19	20
12	22	13	14	15	16	17	18	19	20
27	37	29	30	31	32	33	34	35	36
28	38	29	30	31	32	33	34	35	36
11	21	12	13	14	15	16	17	18	19
10	20	12	13	14	15	16	17	18	19
28	38	30	31	32	33	34	35	36	37
29	39	30	31	32	33	34	35	36	37
9	19	11	12	13	14	15	16	17	18
10	20	11	12	13	14	15	16	17	18
29	39	31	32	33	34	35	36	37	38
30	40	31	32	33	34	35	36	37	38
8	18	10	11	12	13	14	15	16	17
9	19	10	11	12	13	14	15	16	17
31	41	32	33	34	35	36	37	38	39
30	40	32	33	34	35	36	37	38	39
7	17	9	10	11	12	13	14	15	16
8	18	9	10	11	12	13	14	15	16
31	41	33	34	35	36	37	38	39	40

6	16	8	9	10	11	12	13	14	15
7	17	8	9	10	11	12	13	14	15
5	15	7	8	9	10	11	12	13	14
6	16	7	8	9	10	11	12	13	14
4	14	6	7	8	9	10	11	12	13
5	15	6	7	8	9	10	11	12	13
3	13	5	6	7	8	9	10	11	12
4	14	5	6	7	8	9	10	11	12
2	12	4	5	6	7	8	9	10	11
3	13	4	5	6	7	8	9	10	11
1	11	3	4	5	6	7	8	9	10
2	12	3	4	5	6	7	8	9	10
1	11	2	3	4	5	6	7	8	9

Tabelle A-2: Für die Aufgabenstellung modifizierte Protokolle aus dem Terrameter SAS 400 mit der originalen Dateibezeichnung „GRAD4LX8.ORG“

A	B	M1	N1	M2	N2	M3	N3	M4	N4	
13	23	14	15	16	17	18	19	20	21	{ multiple gradient array }
12	32	14	16	18	20	22	24	26	28	
12	22	14	15	16	17	18	19	20	21	
11	41	14	17	20	23	26	29	32	35	
10	30	14	16	18	20	22	24	26	28	
8	38	14	17	20	23	26	29	32	35	
14	24	15	16	17	18	19	20	21	22	
13	33	15	17	19	21	23	25	27	29	
13	23	15	16	17	18	19	20	21	22	
12	22	13	14	15	16	17	18	19	20	

11	31	15	17	19	21	23	25	27	29
11	31	13	15	17	19	21	23	25	27
11	21	13	14	15	16	17	18	19	20
10	40	13	16	19	22	25	28	31	34
9	39	15	18	21	24	27	30	33	36
9	29	13	15	17	19	21	23	25	27
7	37	13	16	19	22	25	28	31	34
14	34	16	18	20	22	24	26	28	30
14	24	16	17	18	19	20	21	22	23
15	25	16	17	18	19	20	21	22	23
12	32	16	18	20	22	24	26	28	30
11	21	12	13	14	15	16	17	18	19
10	40	16	19	22	25	28	31	34	37
10	30	12	14	16	18	20	22	24	26
10	20	12	13	14	15	16	17	18	19
9	39	12	15	18	21	24	27	30	33
8	28	12	14	16	18	20	22	24	26
6	36	12	15	18	21	24	27	30	33
15	35	17	19	21	23	25	27	29	31
15	25	17	18	19	20	21	22	23	24
13	33	17	19	21	23	25	27	29	31
16	26	17	18	19	20	21	22	23	24
11	41	17	20	23	26	29	32	35	38
10	20	11	12	13	14	15	16	17	18
9	29	11	13	15	17	19	21	23	25
9	19	11	12	13	14	15	16	17	18
8	38	11	14	17	20	23	26	29	32

7	27	11	13	15	17	19	21	23	25
5	35	11	14	17	20	23	26	29	32
14	34	18	20	22	24	26	28	30	32
16	36	18	20	22	24	26	28	30	32
16	26	18	19	20	21	22	23	24	25
17	27	18	19	20	21	22	23	24	25
9	19	10	11	12	13	14	15	16	17
8	28	10	12	14	16	18	20	22	24
8	18	10	11	12	13	14	15	16	17
7	37	10	13	16	19	22	25	28	31
6	26	10	12	14	16	18	20	22	24
4	34	10	13	16	19	22	25	28	31
15	35	19	21	23	25	27	29	31	33
17	37	19	21	23	25	27	29	31	33
17	27	19	20	21	22	23	24	25	26
18	28	19	20	21	22	23	24	25	26
8	18	9	10	11	12	13	14	15	16
7	27	9	11	13	15	17	19	21	23
7	17	9	10	11	12	13	14	15	16
6	36	9	12	15	18	21	24	27	30
5	25	9	11	13	15	17	19	21	23
3	33	9	12	15	18	21	24	27	30
16	36	20	22	24	26	28	30	32	34
18	38	20	22	24	26	28	30	32	34
18	28	20	21	22	23	24	25	26	27
19	29	20	21	22	23	24	25	26	27
7	17	8	9	10	11	12	13	14	15

6	26	8	10	12	14	16	18	20	22
6	16	8	9	10	11	12	13	14	15
5	35	8	11	14	17	20	23	26	29
4	24	8	10	12	14	16	18	20	22
2	32	8	11	14	17	20	23	26	29
17	37	21	23	25	27	29	31	33	35
19	39	21	23	25	27	29	31	33	35
19	29	21	22	23	24	25	26	27	28
20	30	21	22	23	24	25	26	27	28
6	16	7	8	9	10	11	12	13	14
5	25	7	9	11	13	15	17	19	21
5	15	7	8	9	10	11	12	13	14
4	34	7	10	13	16	19	22	25	28
3	23	7	9	11	13	15	17	19	21
1	31	7	10	13	16	19	22	25	28
18	38	22	24	26	28	30	32	34	36
20	40	22	24	26	28	30	32	34	36
20	30	22	23	24	25	26	27	28	29
21	31	22	23	24	25	26	27	28	29
5	15	6	7	8	9	10	11	12	13
4	24	6	8	10	12	14	16	18	20
4	14	6	7	8	9	10	11	12	13
3	33	6	9	12	15	18	21	24	27
2	22	6	8	10	12	14	16	18	20
19	39	23	25	27	29	31	33	35	37
21	41	23	25	27	29	31	33	35	37
21	31	23	24	25	26	27	28	29	30

22	32	23	24	25	26	27	28	29	30
4	14	5	6	7	8	9	10	11	12
3	23	5	7	9	11	13	15	17	19
3	13	5	6	7	8	9	10	11	12
2	32	5	8	11	14	17	20	23	26
1	21	5	7	9	11	13	15	17	19
20	40	24	26	28	30	32	34	36	38
22	32	24	25	26	27	28	29	30	31
23	33	24	25	26	27	28	29	30	31
3	13	4	5	6	7	8	9	10	11
2	22	4	6	8	10	12	14	16	18
2	12	4	5	6	7	8	9	10	11
1	31	4	7	10	13	16	19	22	25
21	41	25	27	29	31	33	35	37	39
23	33	25	26	27	28	29	30	31	32
24	34	25	26	27	28	29	30	31	32
2	12	3	4	5	6	7	8	9	10
1	21	3	5	7	9	11	13	15	17
1	11	3	4	5	6	7	8	9	10
24	34	26	27	28	29	30	31	32	33
25	35	26	27	28	29	30	31	32	33
1	11	2	3	4	5	6	7	8	9
25	35	27	28	29	30	31	32	33	34
26	36	27	28	29	30	31	32	33	34
26	36	28	29	30	31	32	33	34	35
27	37	28	29	30	31	32	33	34	35
27	37	29	30	31	32	33	34	35	36

28	38	29	30	31	32	33	34	35	36
28	38	30	31	32	33	34	35	36	37
29	39	30	31	32	33	34	35	36	37
29	39	31	32	33	34	35	36	37	38
30	40	31	32	33	34	35	36	37	38
30	40	32	33	34	35	36	37	38	39
31	41	32	33	34	35	36	37	38	39
31	41	33	34	35	36	37	38	39	40
1	41	5	9	13	17	21	25	29	33
1	41	9	13	17	21	25	29	33	37
1	37	13	25	17	21	9	29	5	33
2	38	14	26	18	22	10	30	6	34
3	39	15	27	19	23	11	31	7	35
4	40	16	28	20	24	12	32	8	36
5	41	17	29	21	25	13	33	9	37
1	34	12	23	15	20	9	26	5	30
2	35	13	24	16	21	10	27	6	31
3	36	14	25	17	22	11	28	7	32
4	37	15	26	18	23	12	29	8	33
5	38	16	27	19	24	13	30	9	34
6	39	17	28	20	25	14	31	10	35
7	40	18	29	21	26	15	32	11	36
8	41	19	30	22	27	16	33	12	37
1	31	11	21	14	18	8	24	4	28
2	32	12	22	15	19	9	25	5	29
3	33	13	23	16	20	10	26	6	30
4	34	14	24	17	21	11	27	7	31

{ expanding Wenner-

Schlumberger array for

longest separations }

5	35	15	25	18	22	12	28	8	32
6	36	16	26	19	23	13	29	9	33
7	37	17	27	20	24	14	30	10	34
8	38	18	28	21	25	15	31	11	35
9	39	19	29	22	26	16	32	12	36
10	40	20	30	23	27	17	33	13	37
11	41	21	31	24	28	18	34	14	38

Anhang B

In den nachfolgenden Abbildungen sind jeweils zwei Darstellungsarten zu den jeweiligen Stunden der Messungen dargestellt. Um die gesamte Veränderung bis zur jeweiligen Stunde aufzuzeigen, wurden die Darstellungen „Alle Bilder“ gewählt, wobei jedes Bild einer Stunde in einem Bildbearbeitungsprogramm folienartig über die vorhergehenden Bilder gelegt wurde. Die Darstellung „Zeitspot über zehn Stunden“ entspricht, anders als bei „Alle Bilder“, der Foliensicht der letzten zehn Bilder bis zur jeweiligen Stunde.

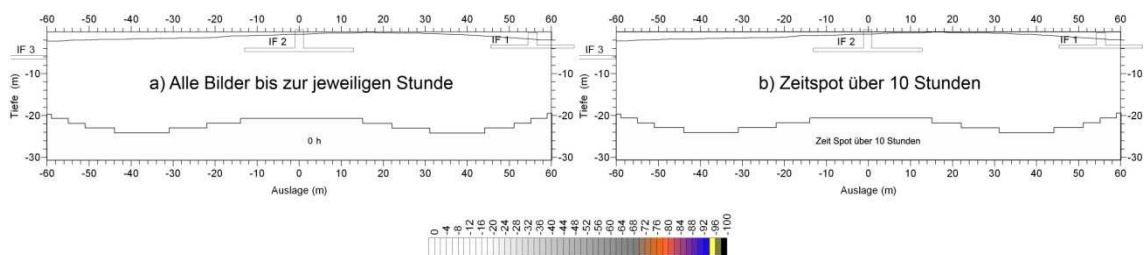
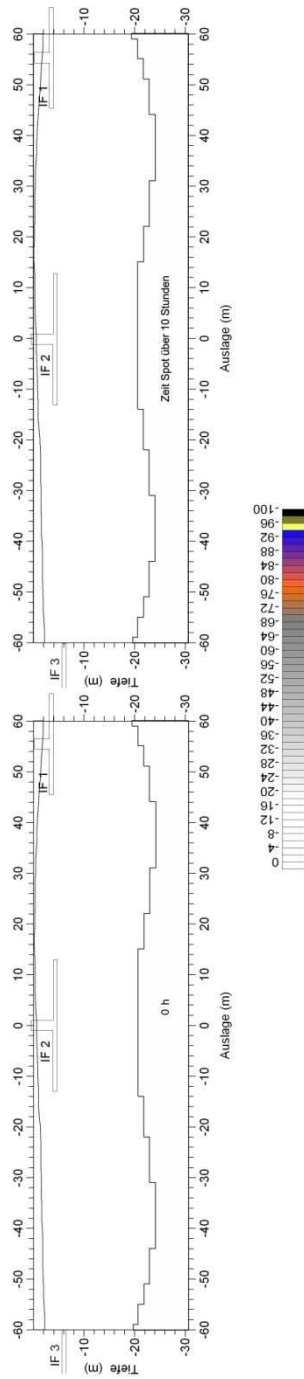


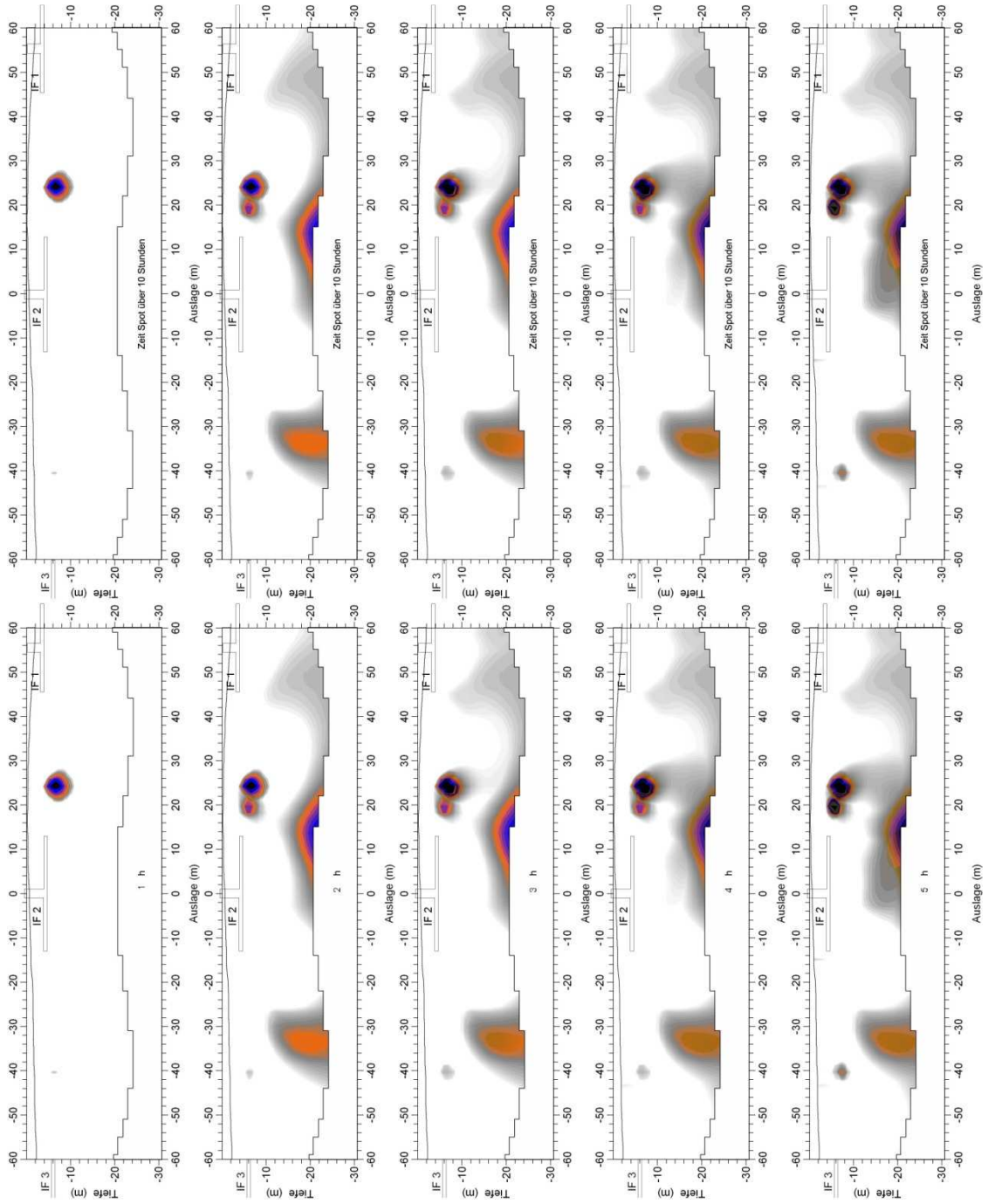
Abb. A-1: Darstellung der Tomogramme. Es werden zwei Darstellungsarten präsentiert: a) alle Bilder bis zur jeweiligen Stunde und b) Zeitspot über 10 Stunden.

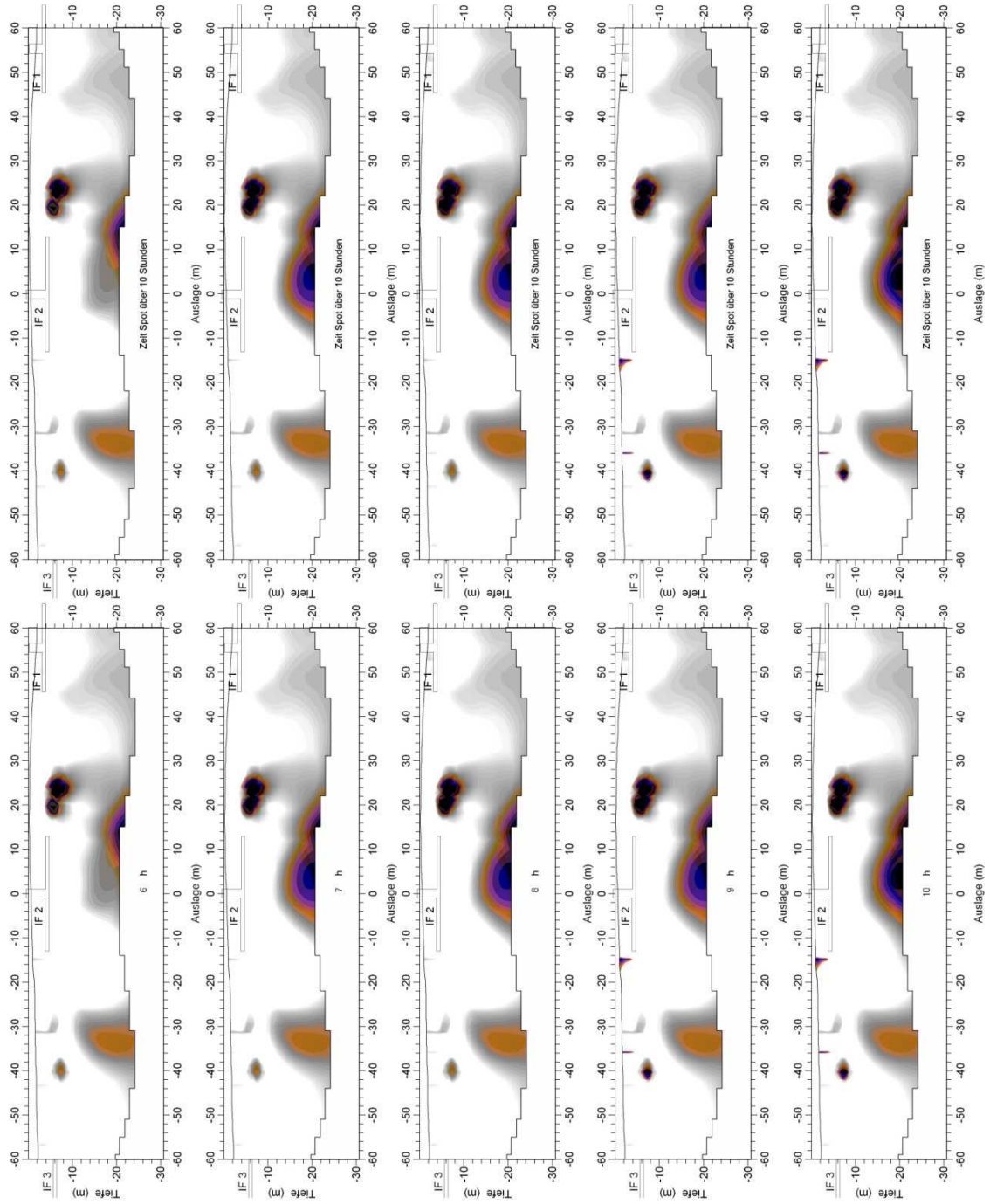
Inhalt

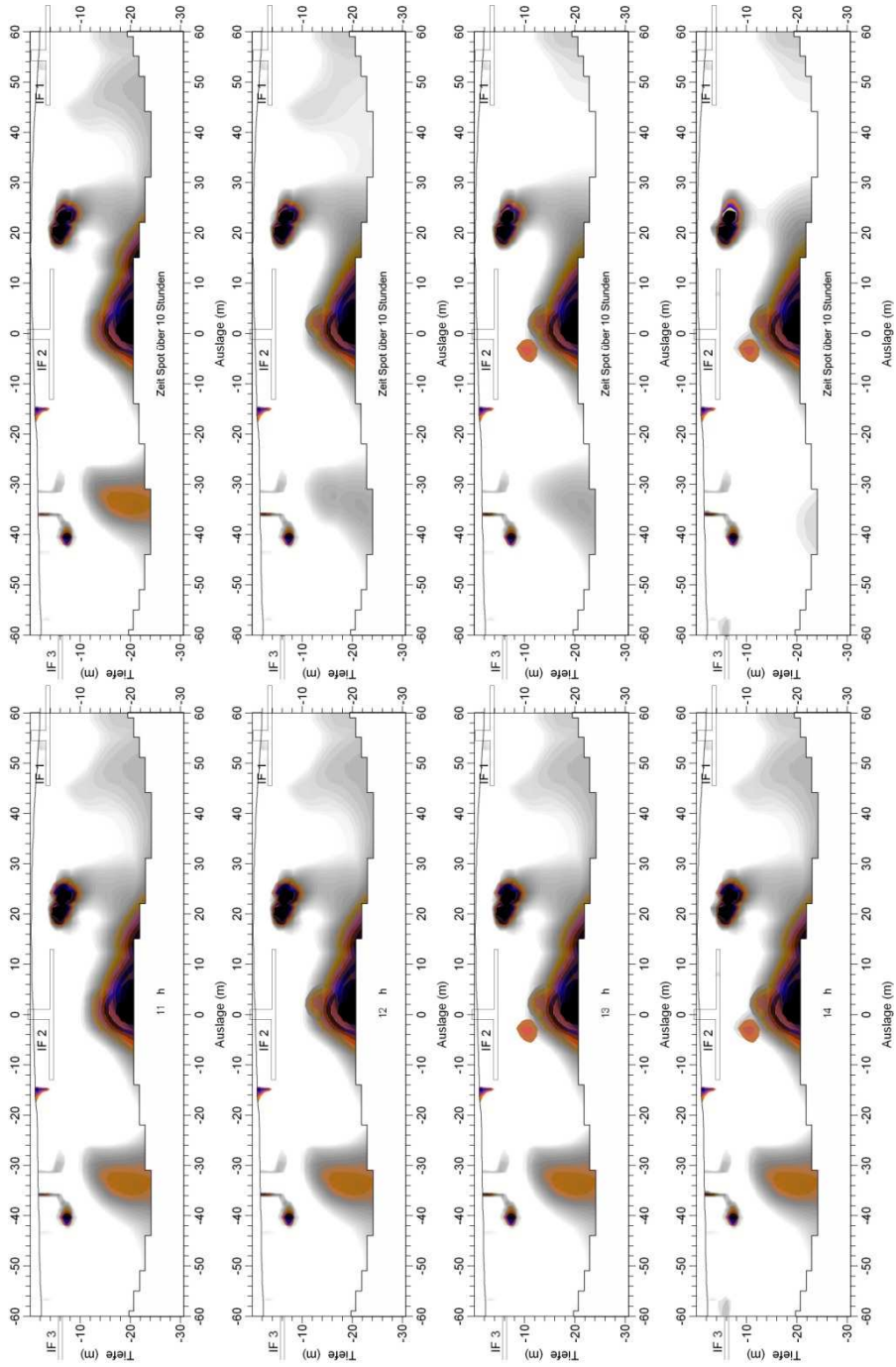
Messung 00.....	A-15
Messung 01.....	A-19
Messung 01 rot.....	A-29
Messung 02.....	A-39
Messung 03.....	A-50
Messung 04.....	A-60
Messung 04 rot.....	A-70
Messung 05.....	A-80
Messung 06.....	A-91
Messung 07.....	A-101
Messung 08.....	A-112
Messung 09.....	A-122
Messung 12.....	A-132
Messung 13.....	A-151
Messung 14.....	A-180
Messung 16.....	A-189
Messung 17.....	A-205
Messung 18.....	A-235
Messung 19.....	A-265

Messung 00

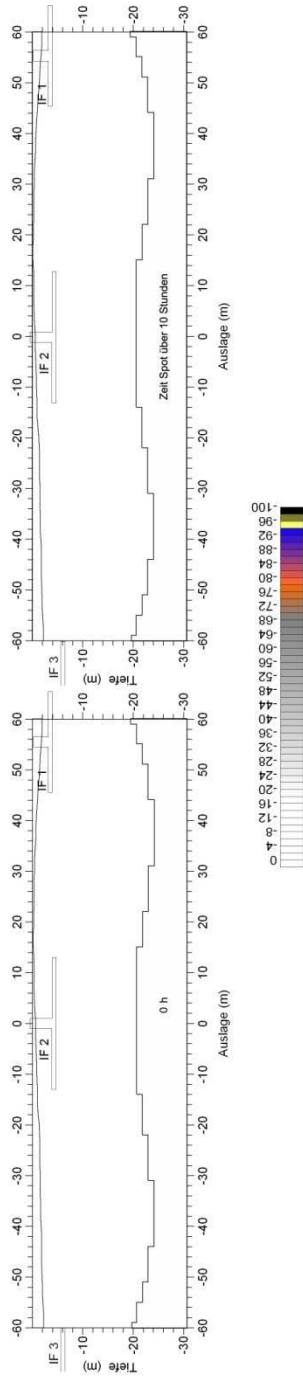


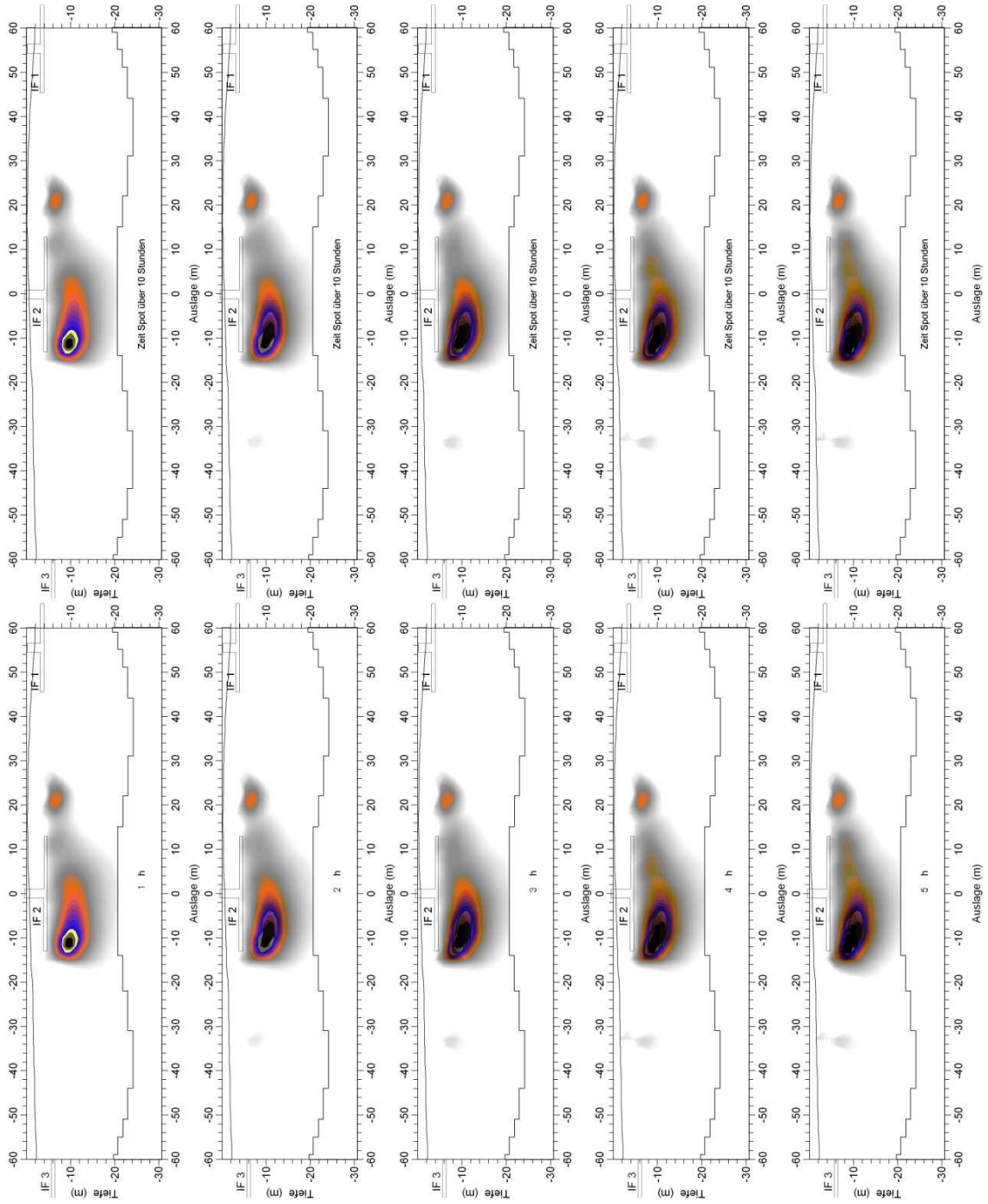


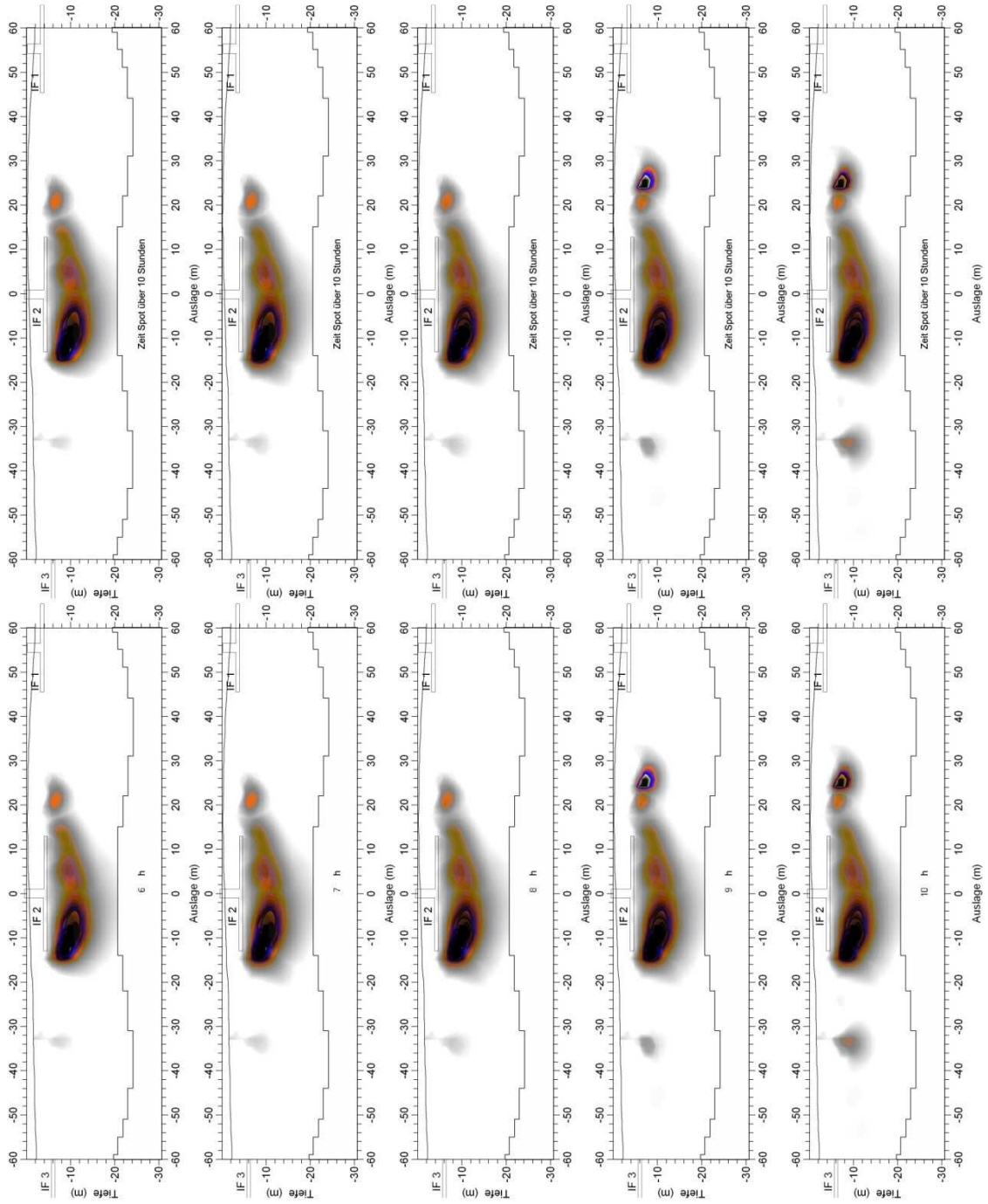


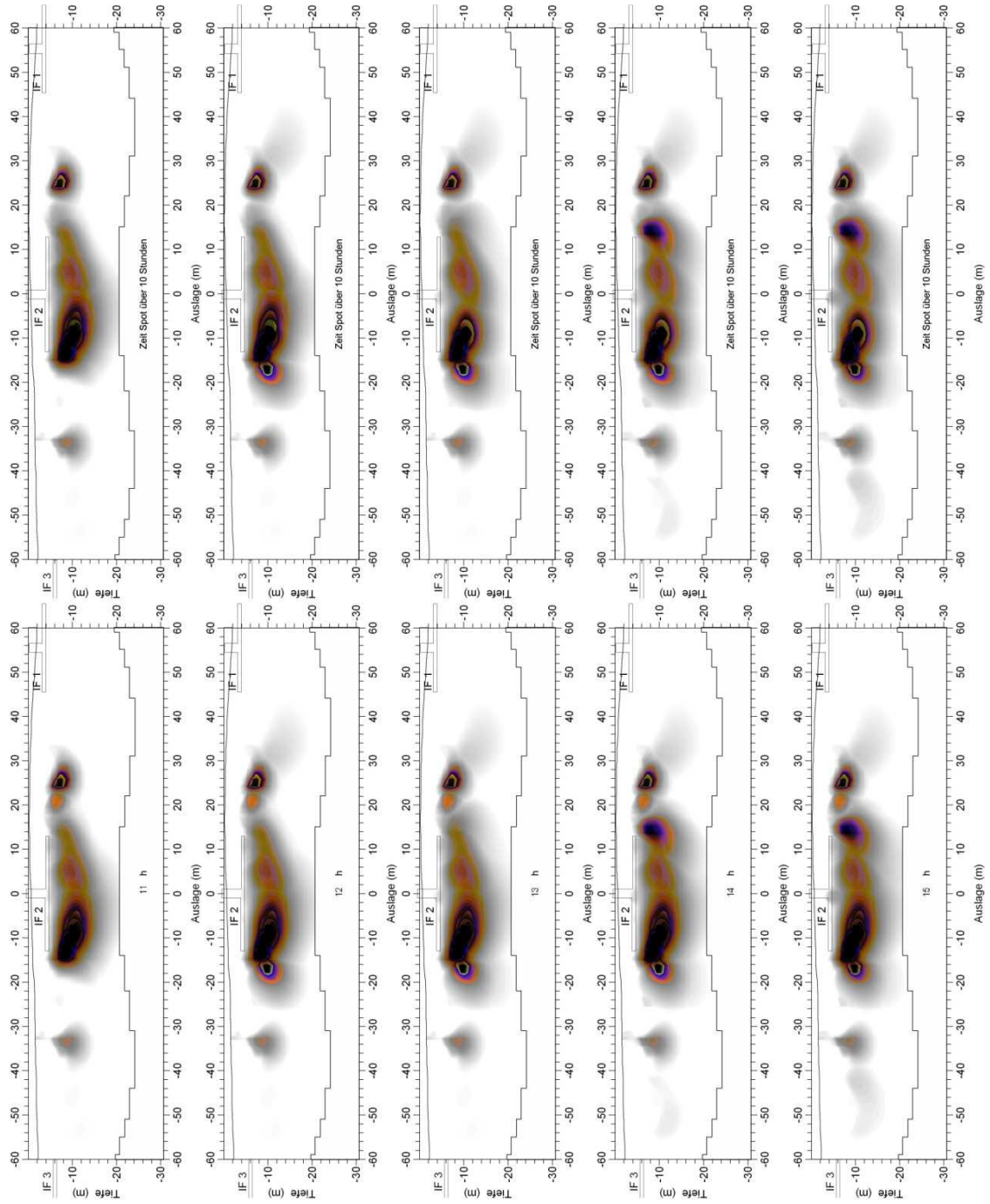


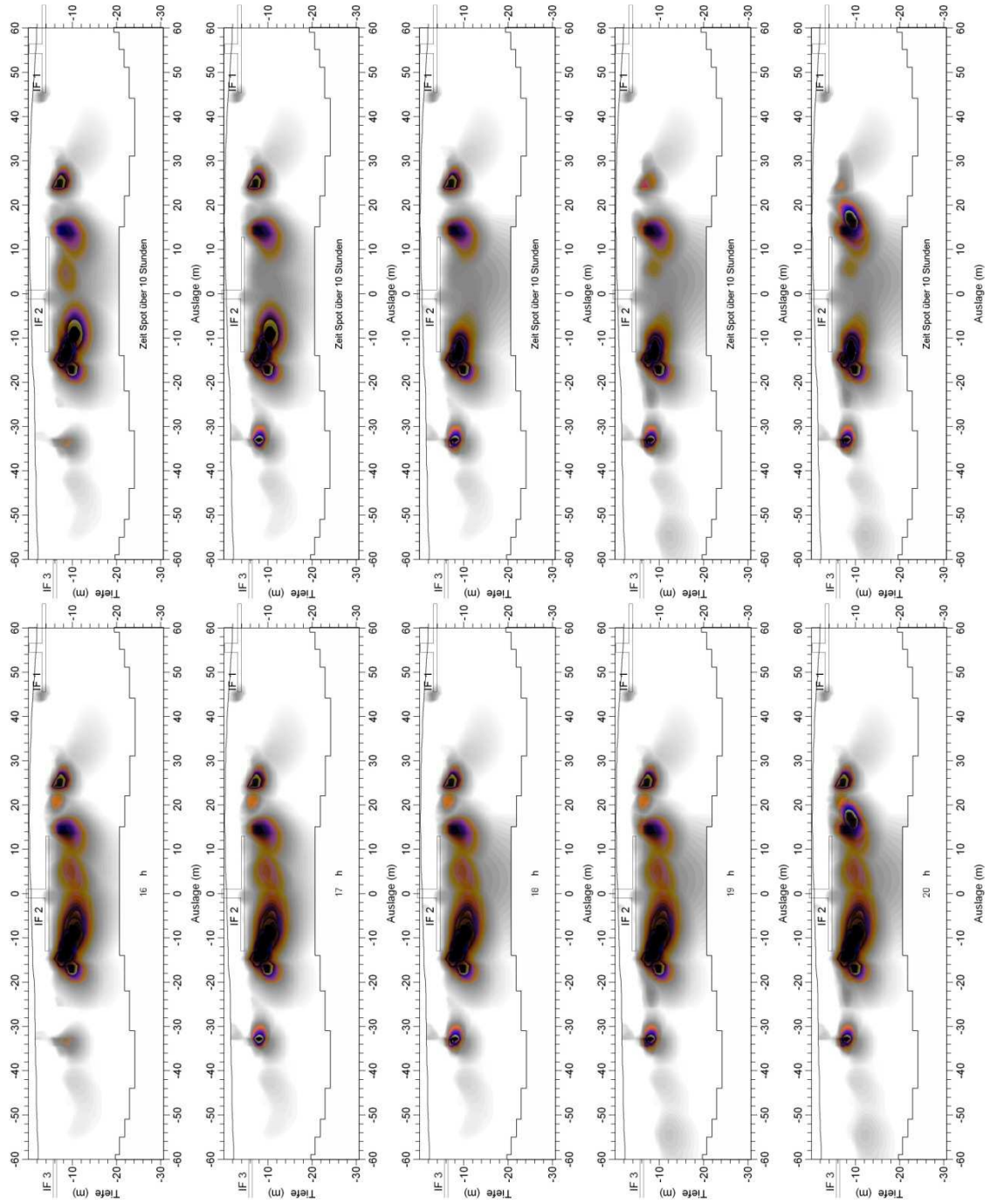
Messung 01

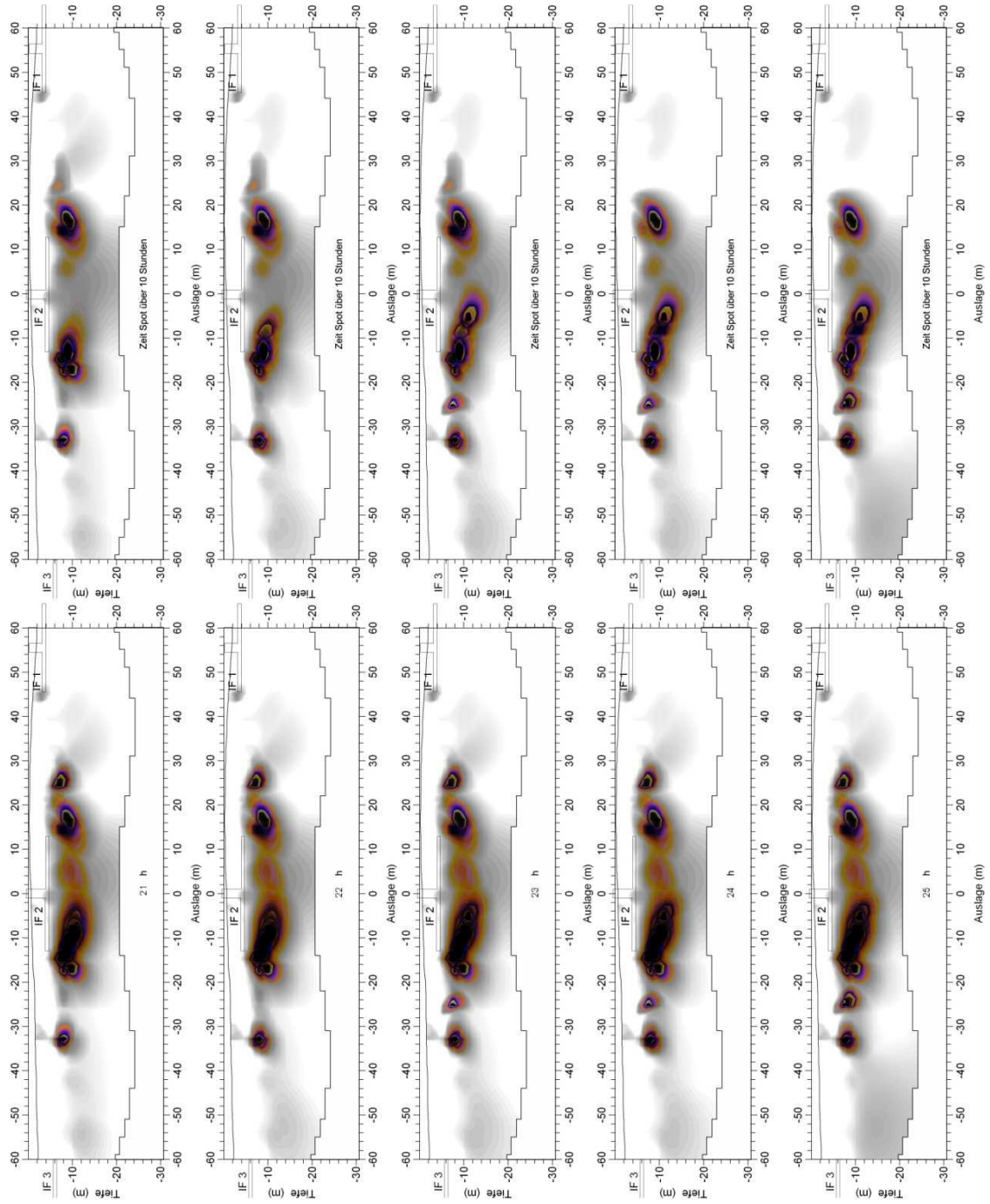


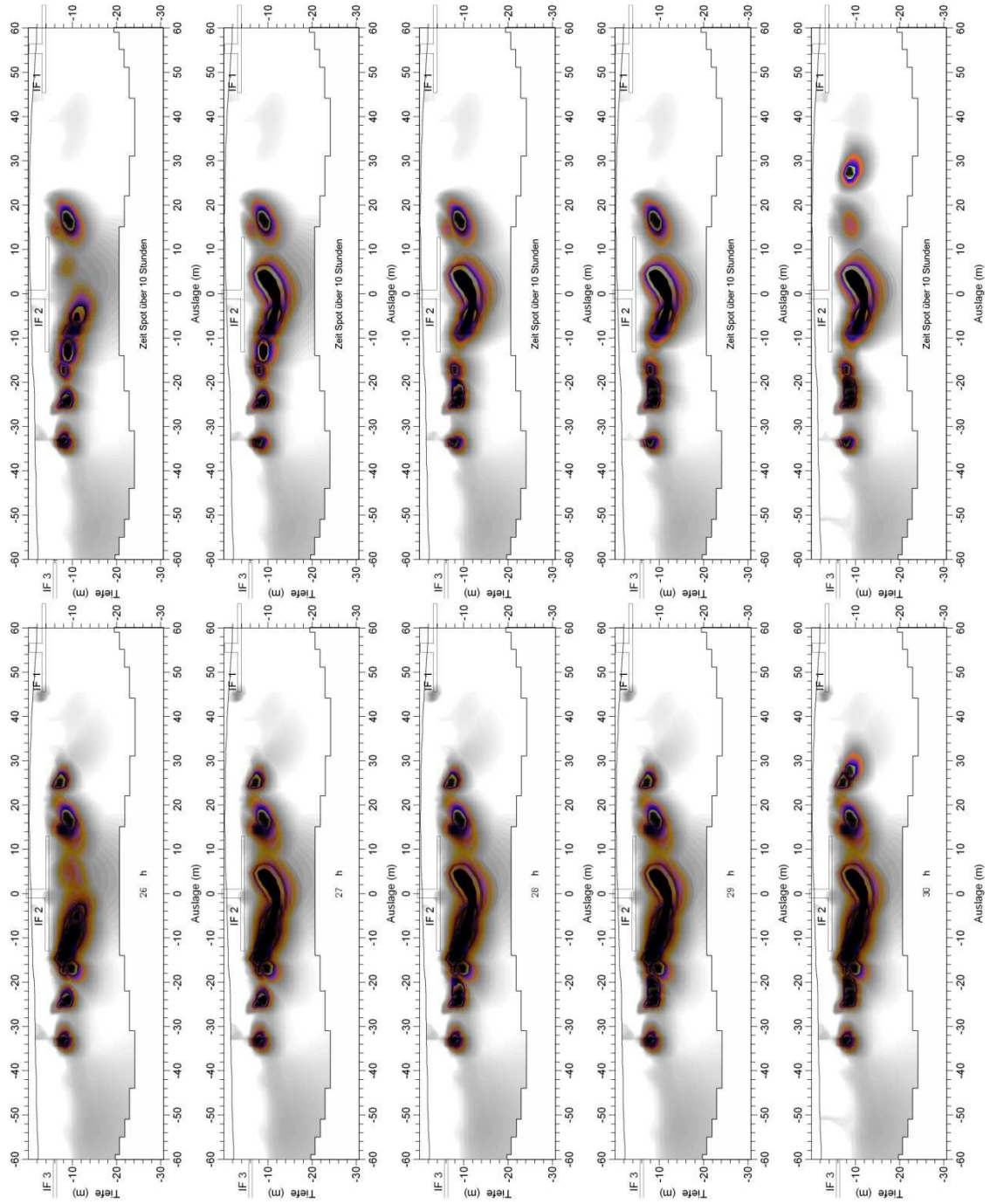


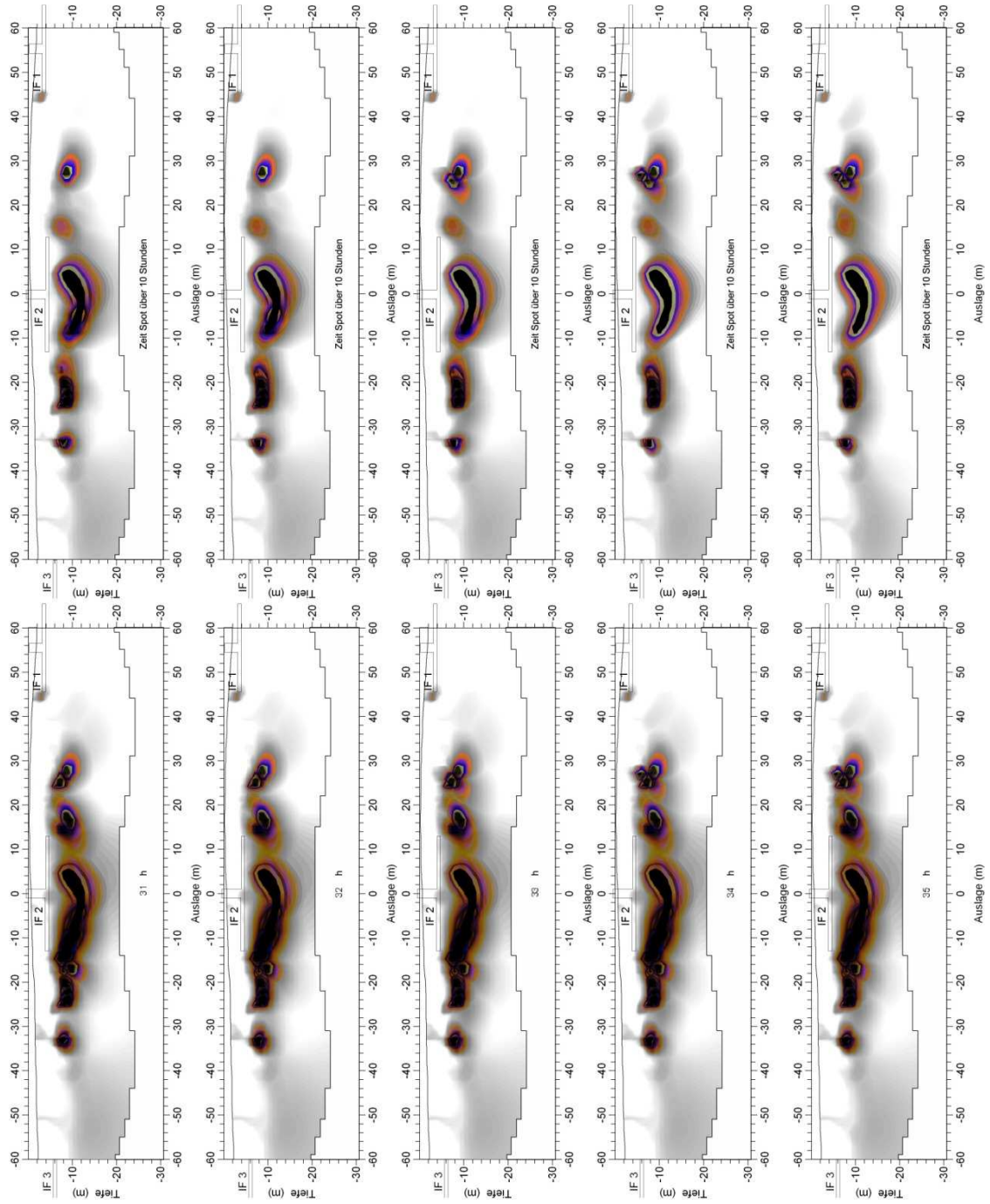


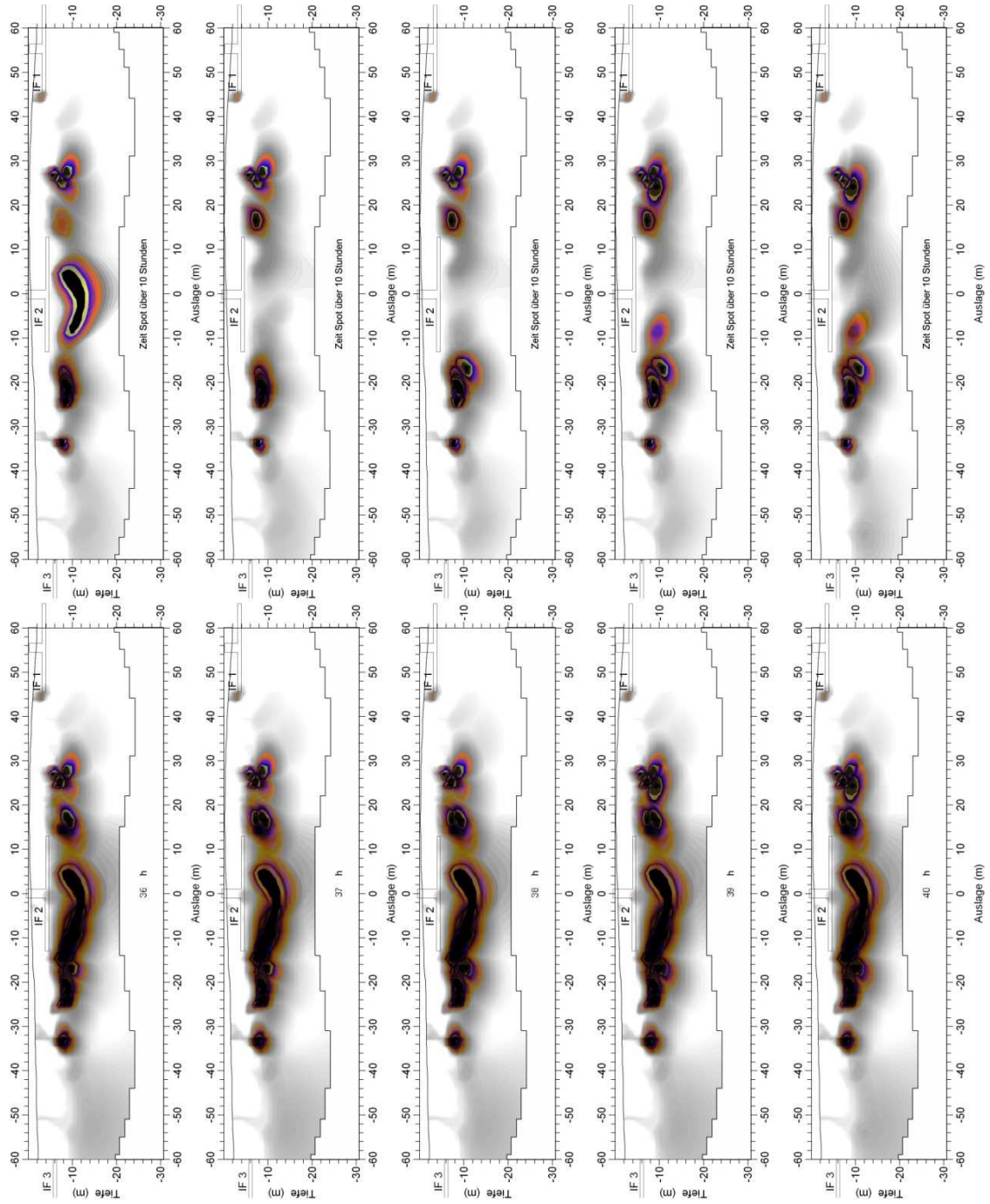


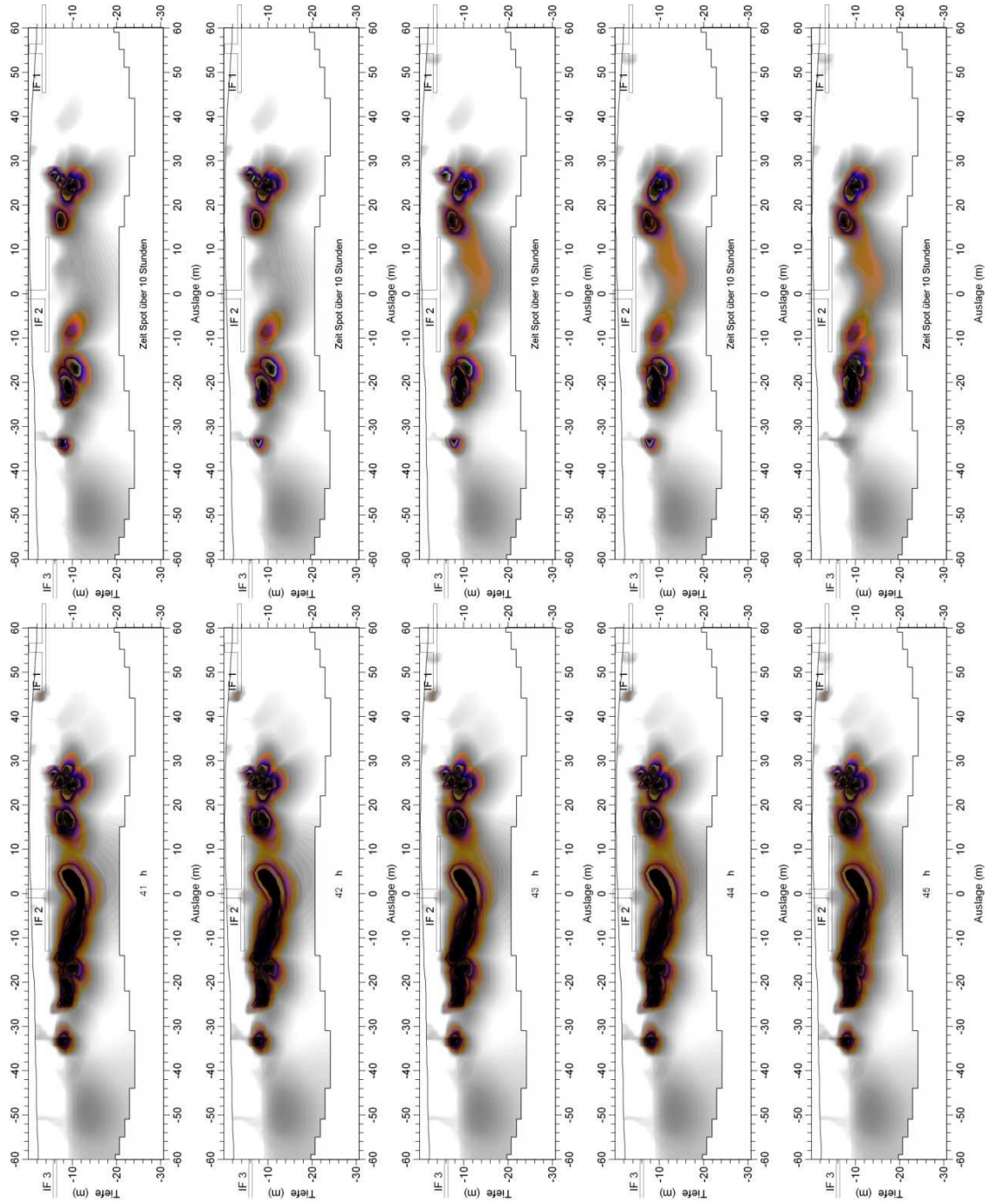




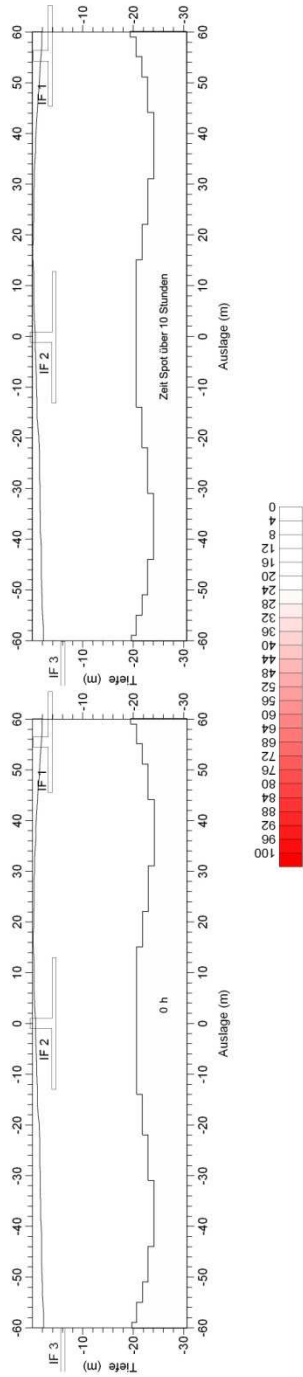


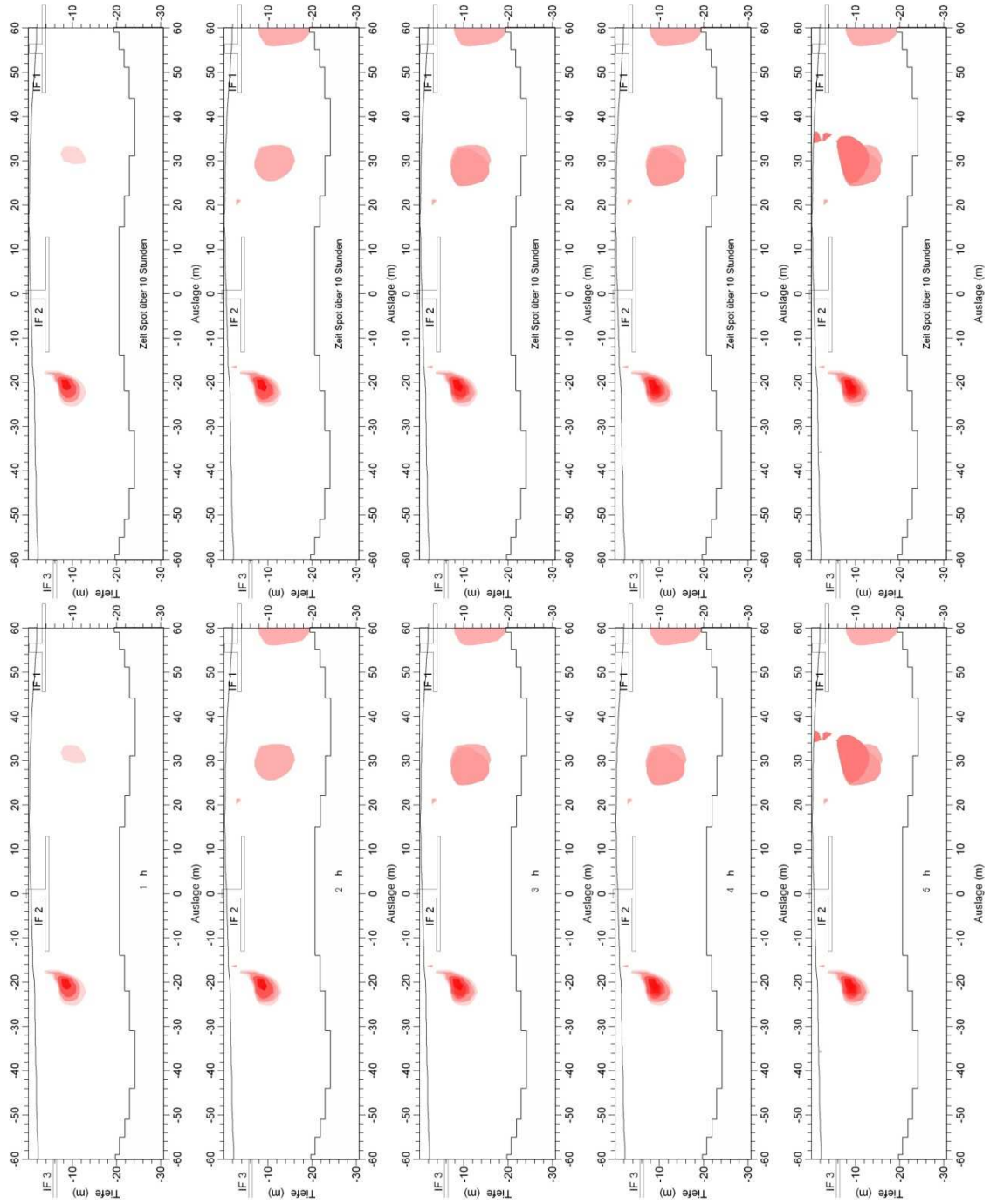


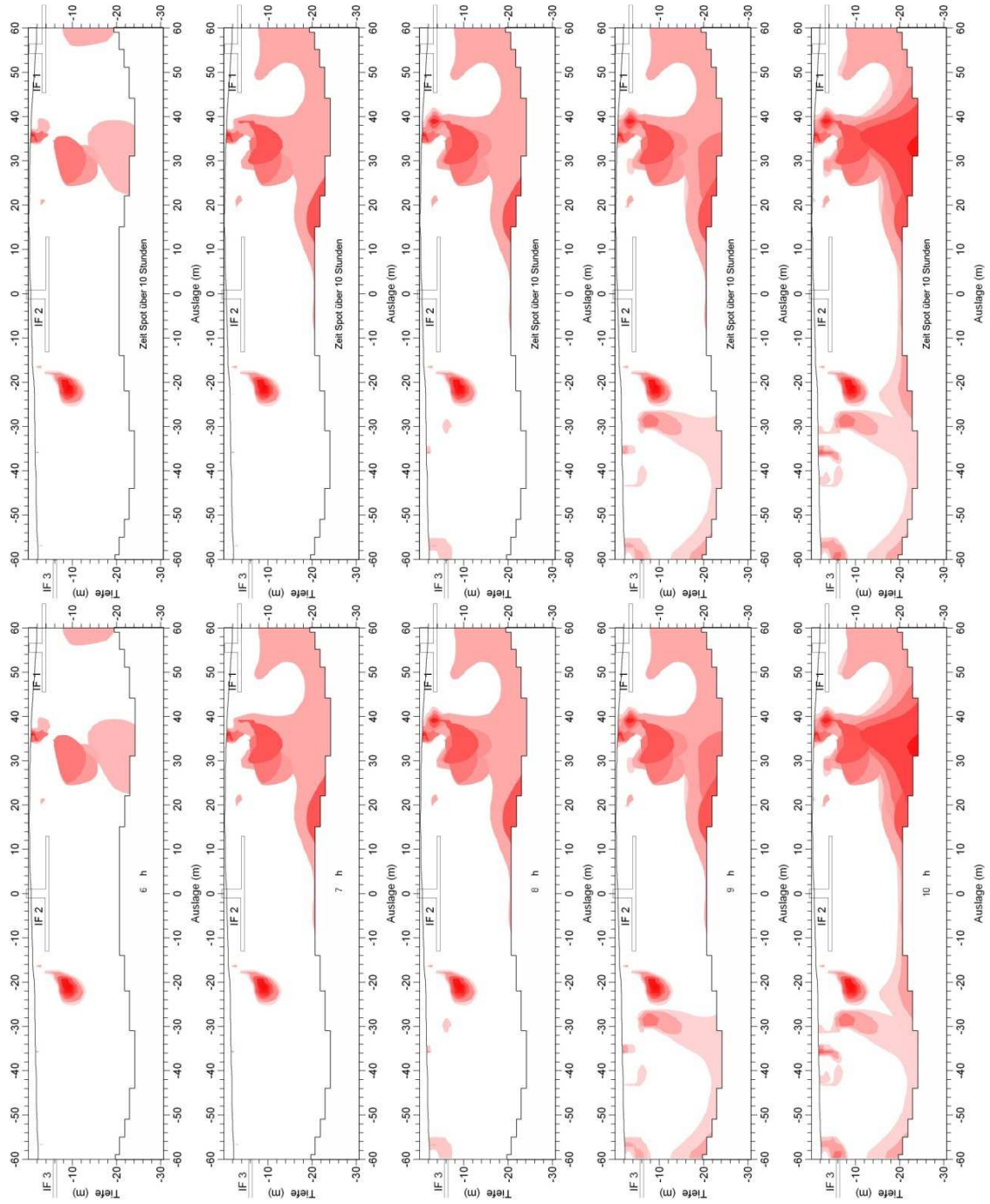


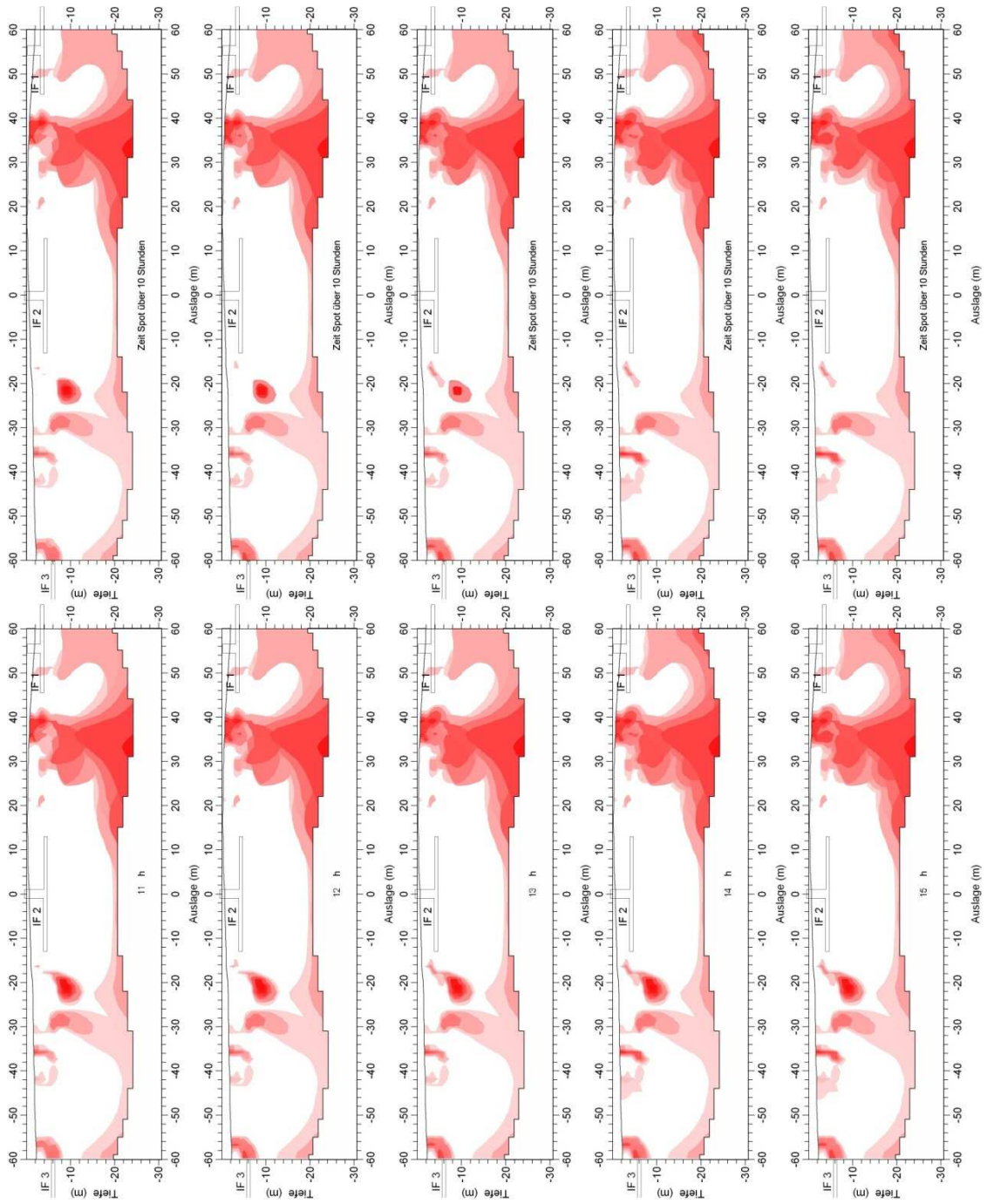


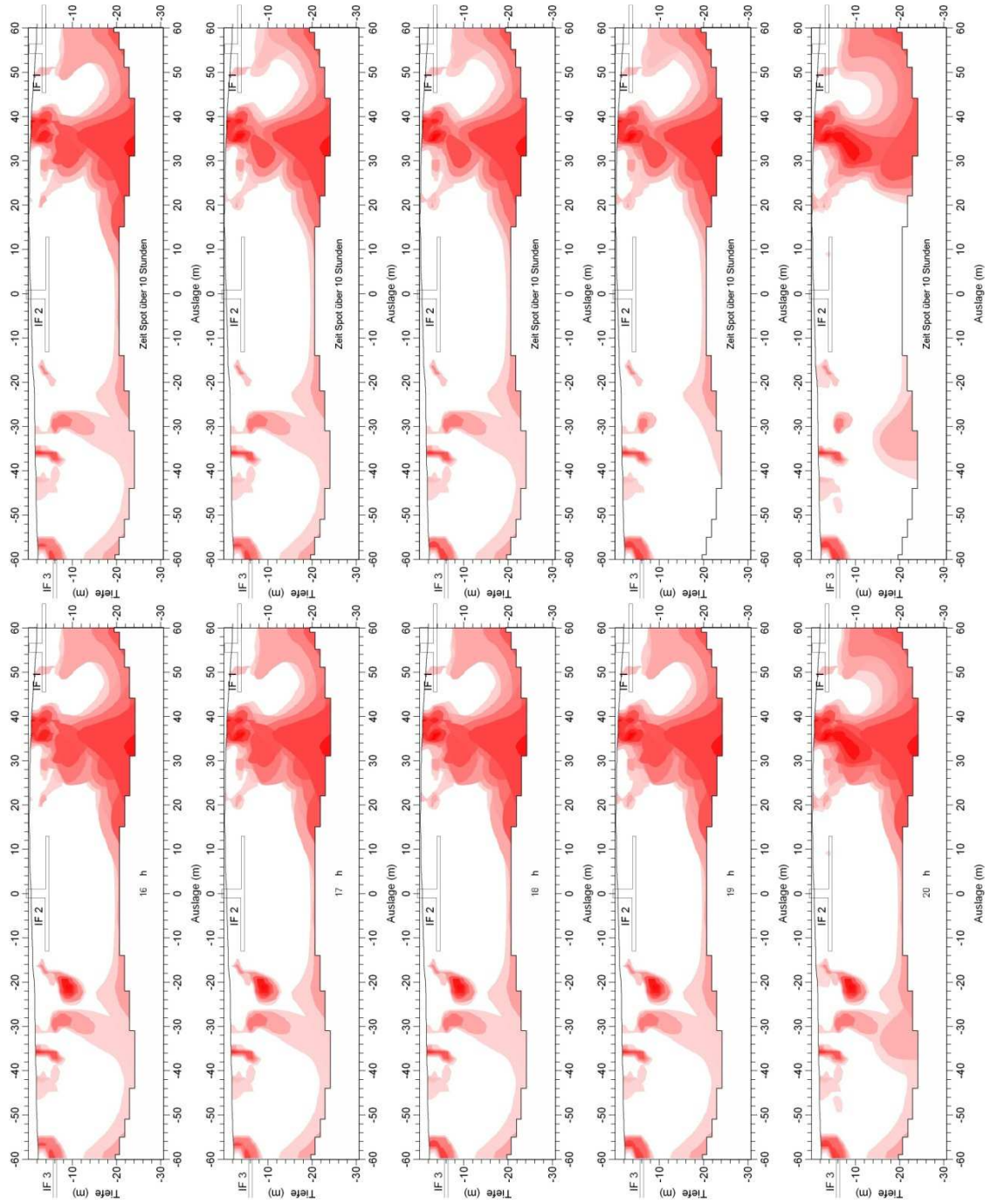
Messung 01 rot

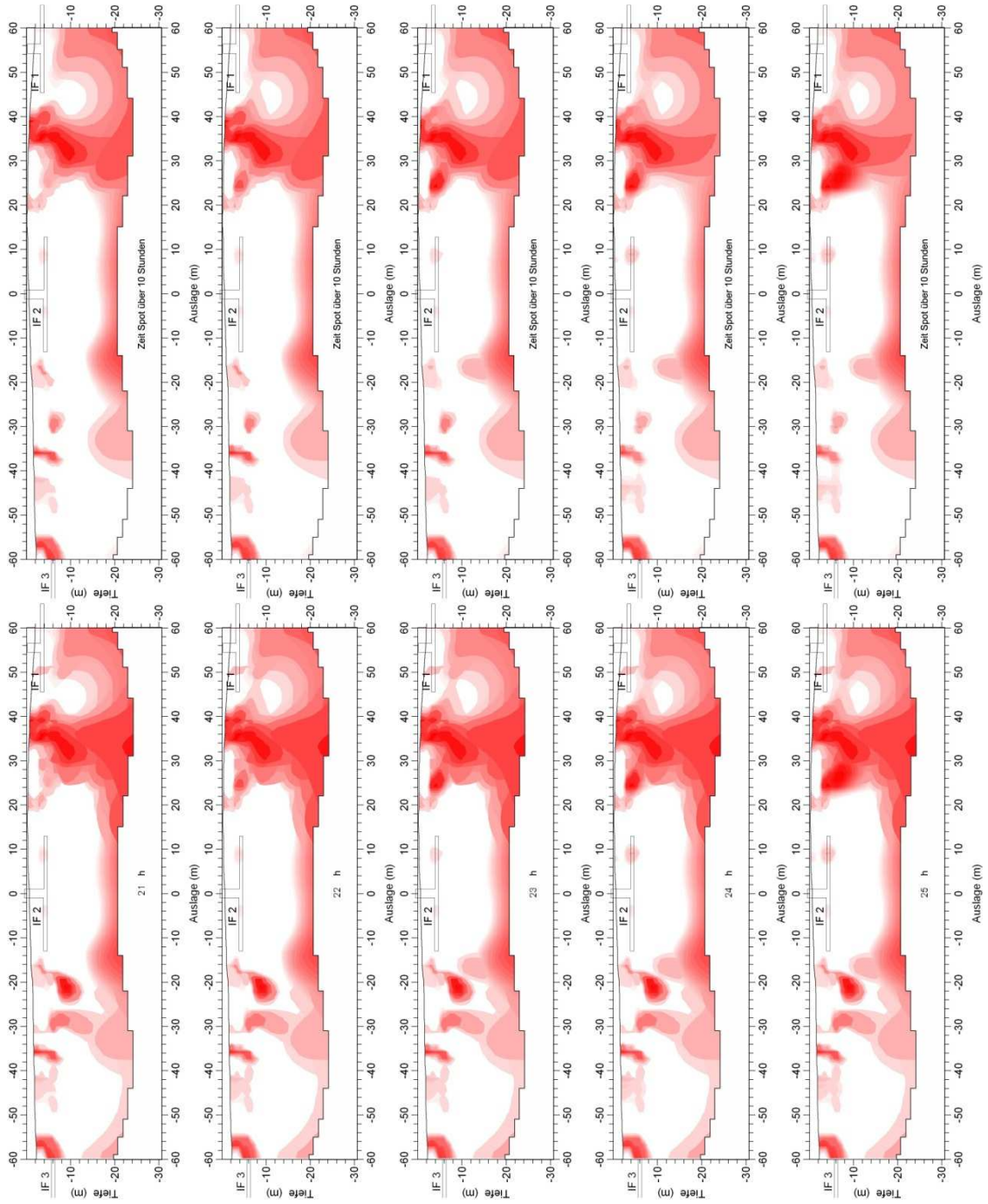


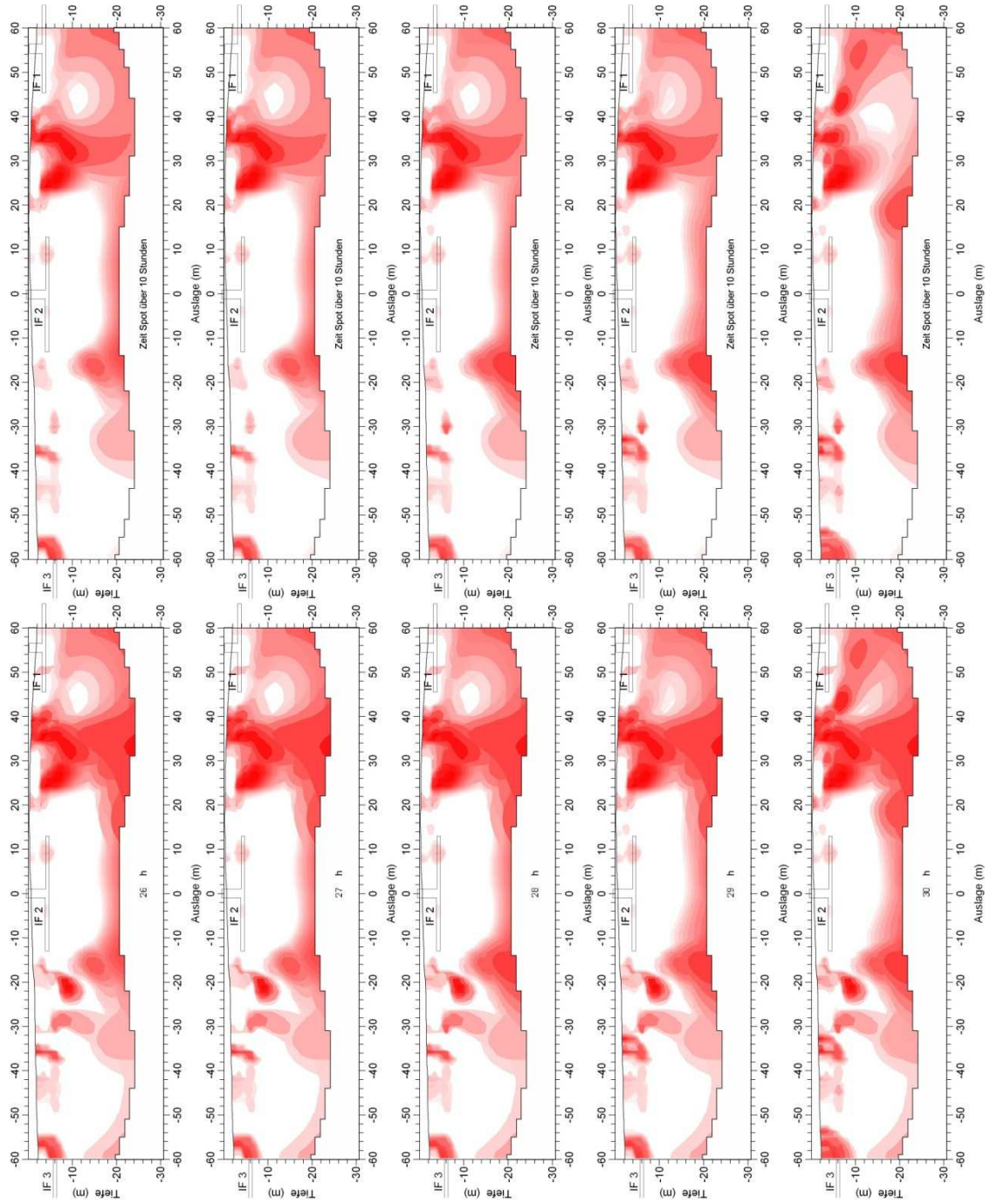


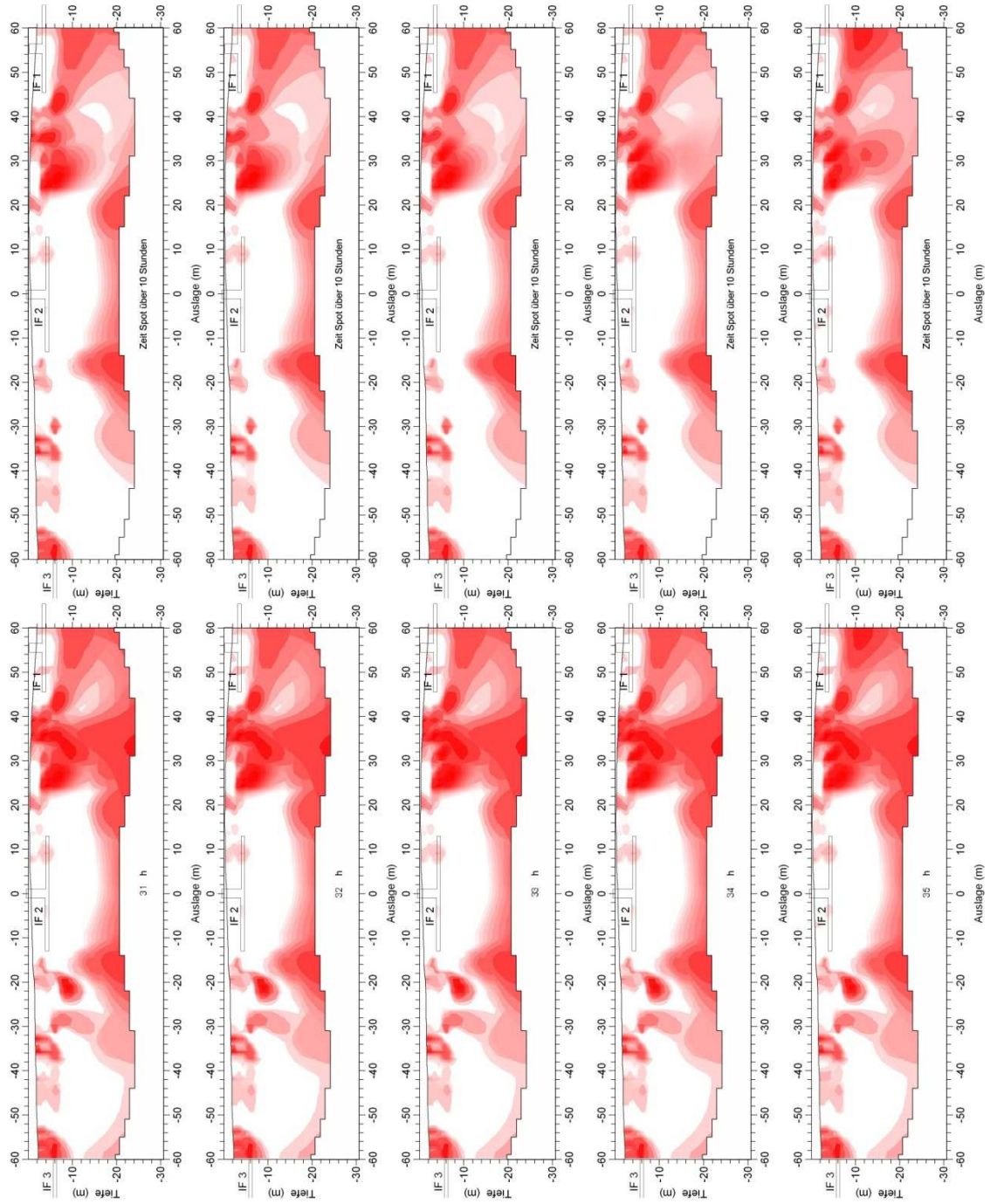


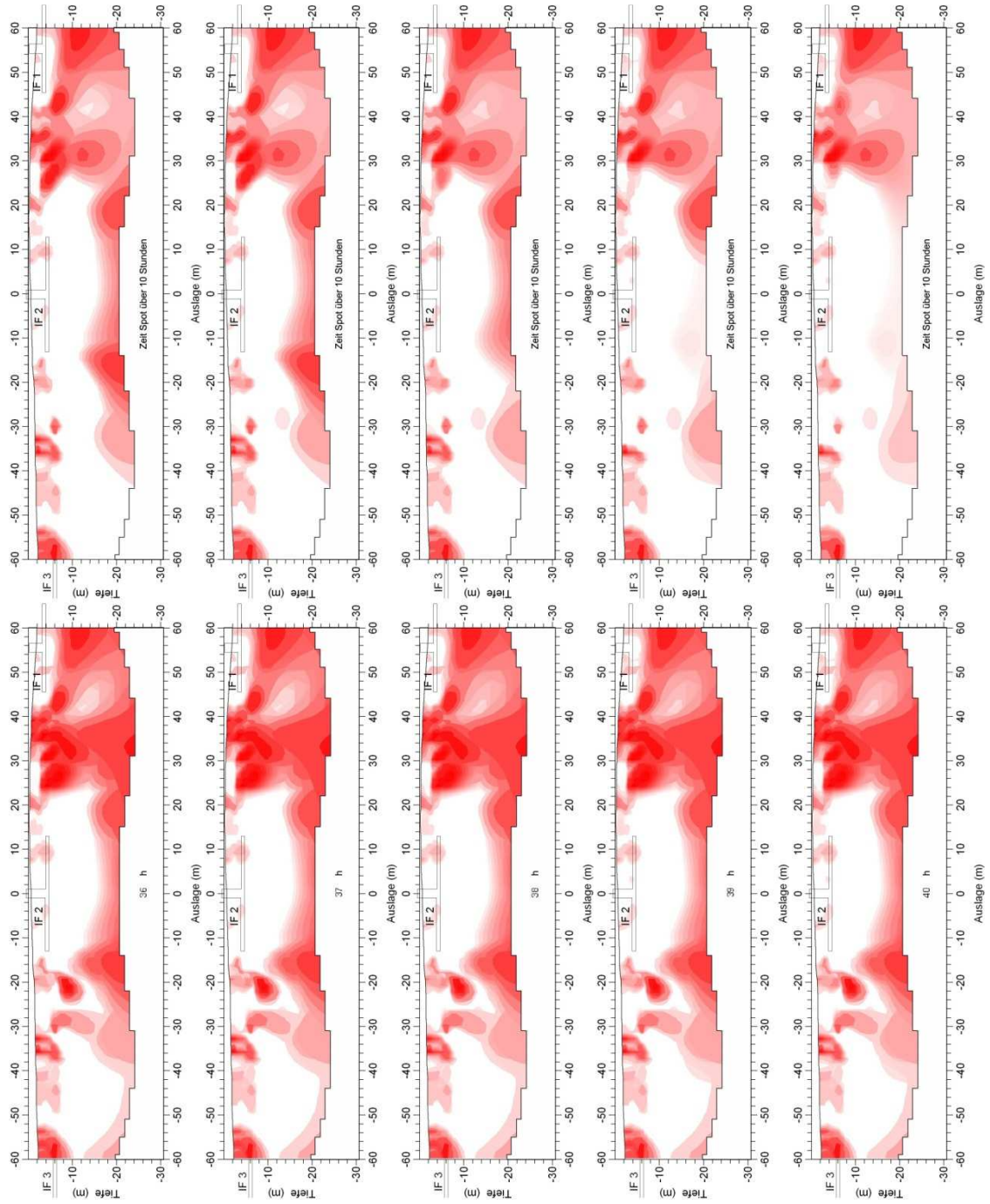


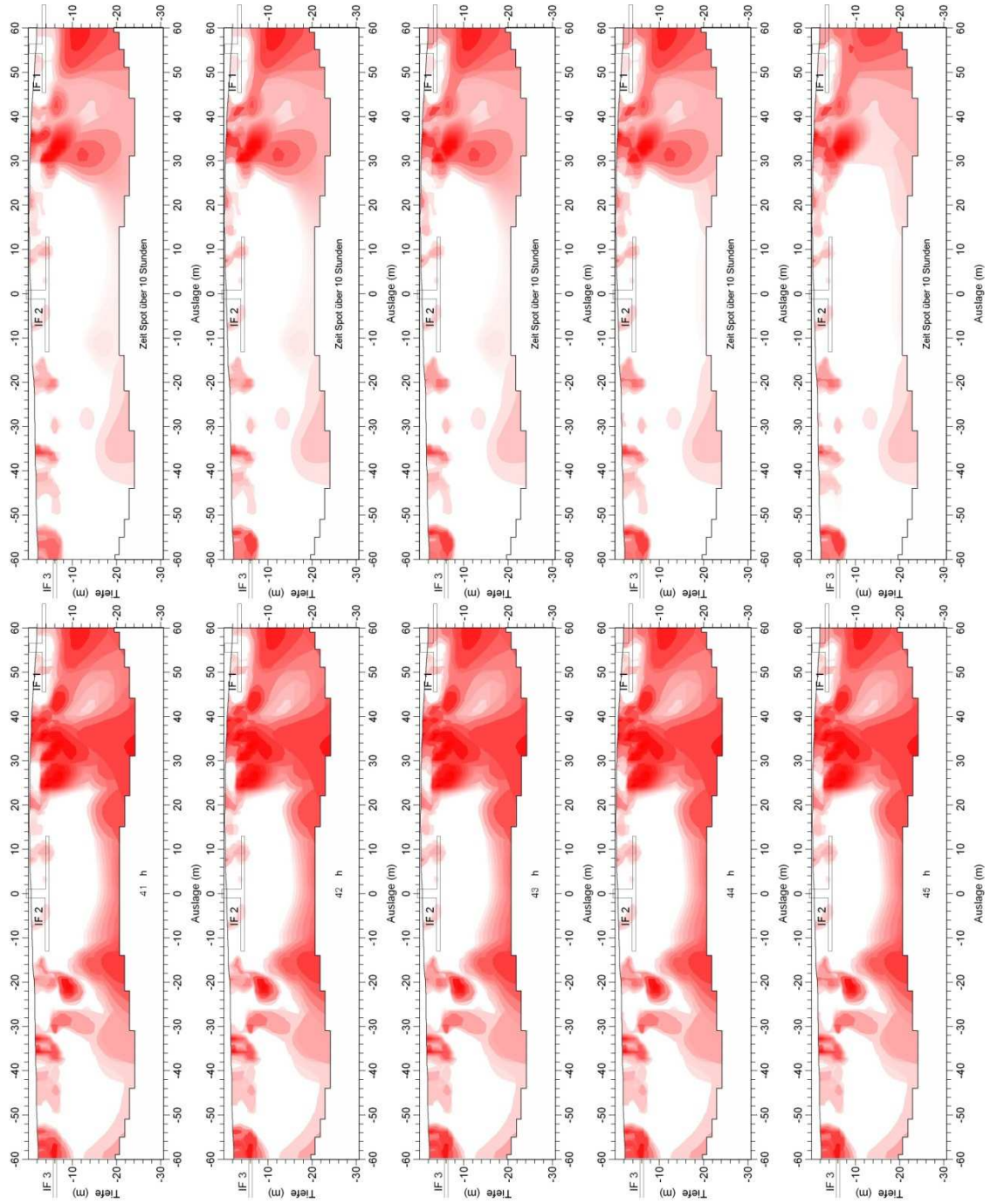




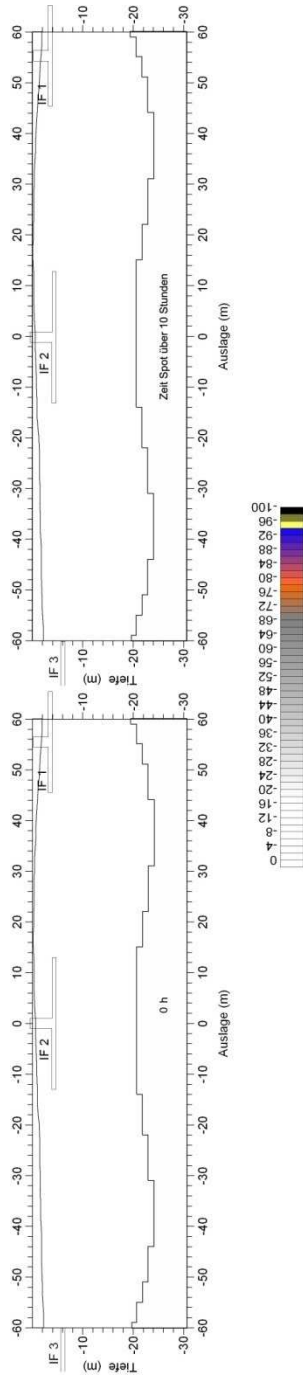


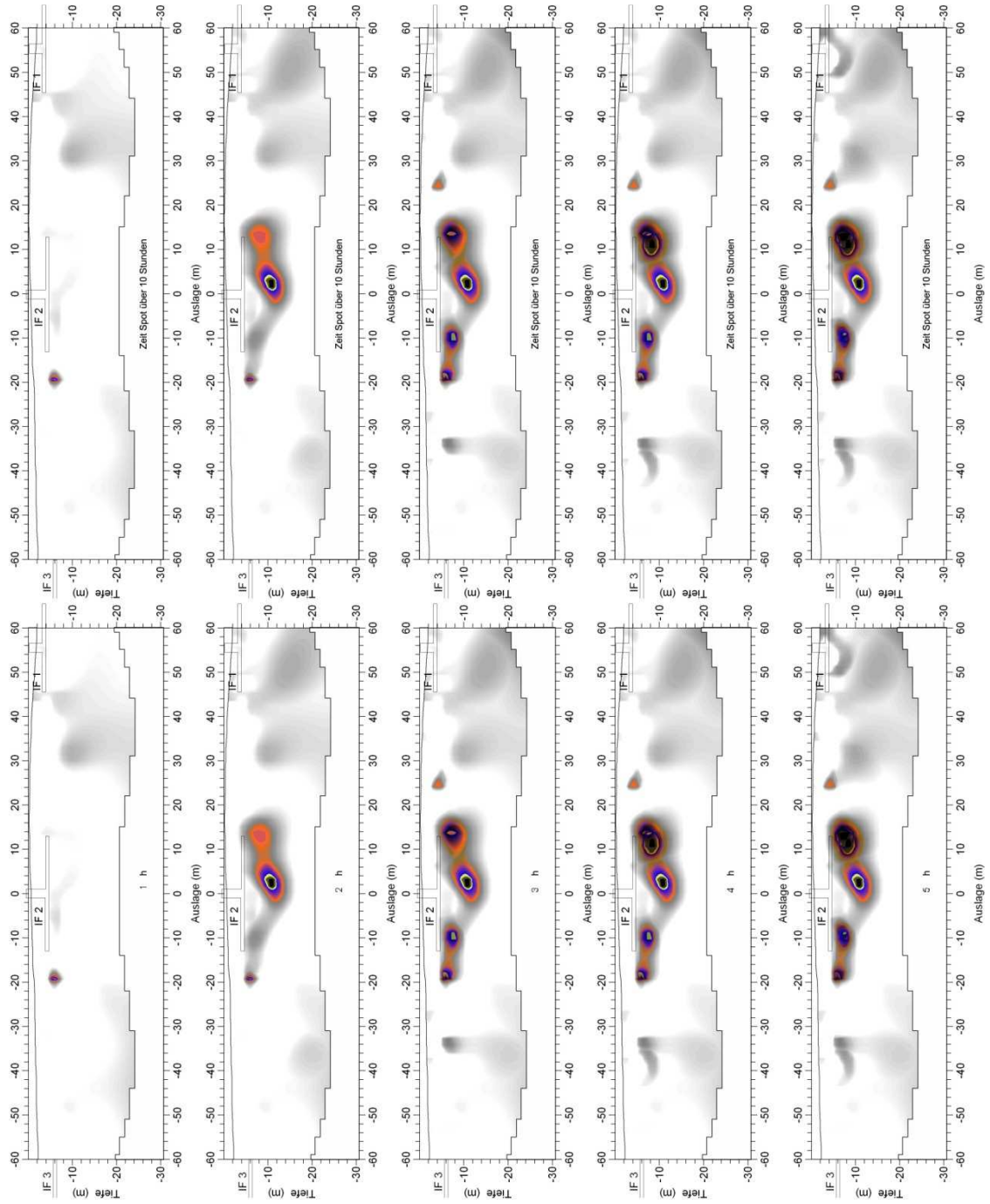


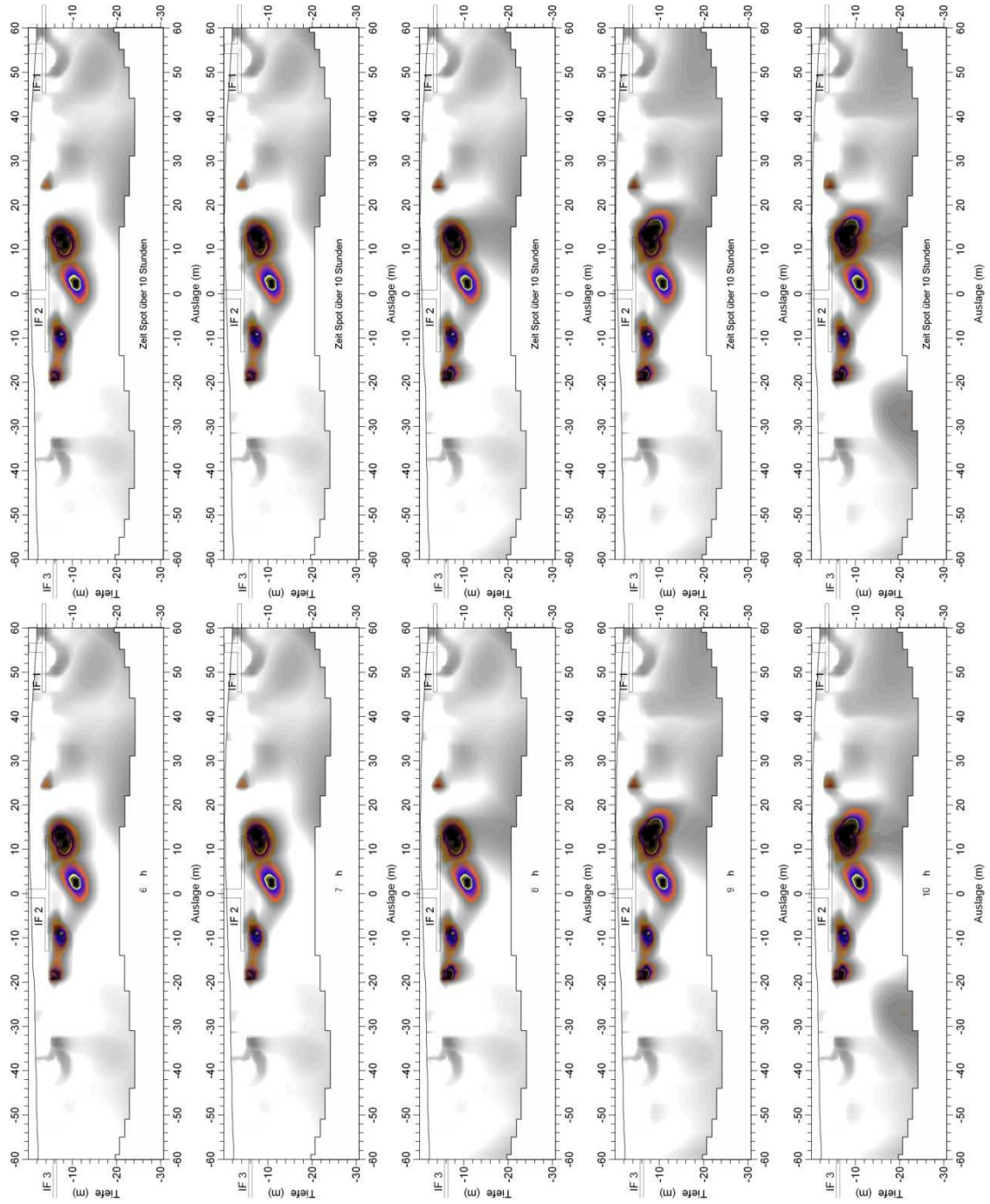


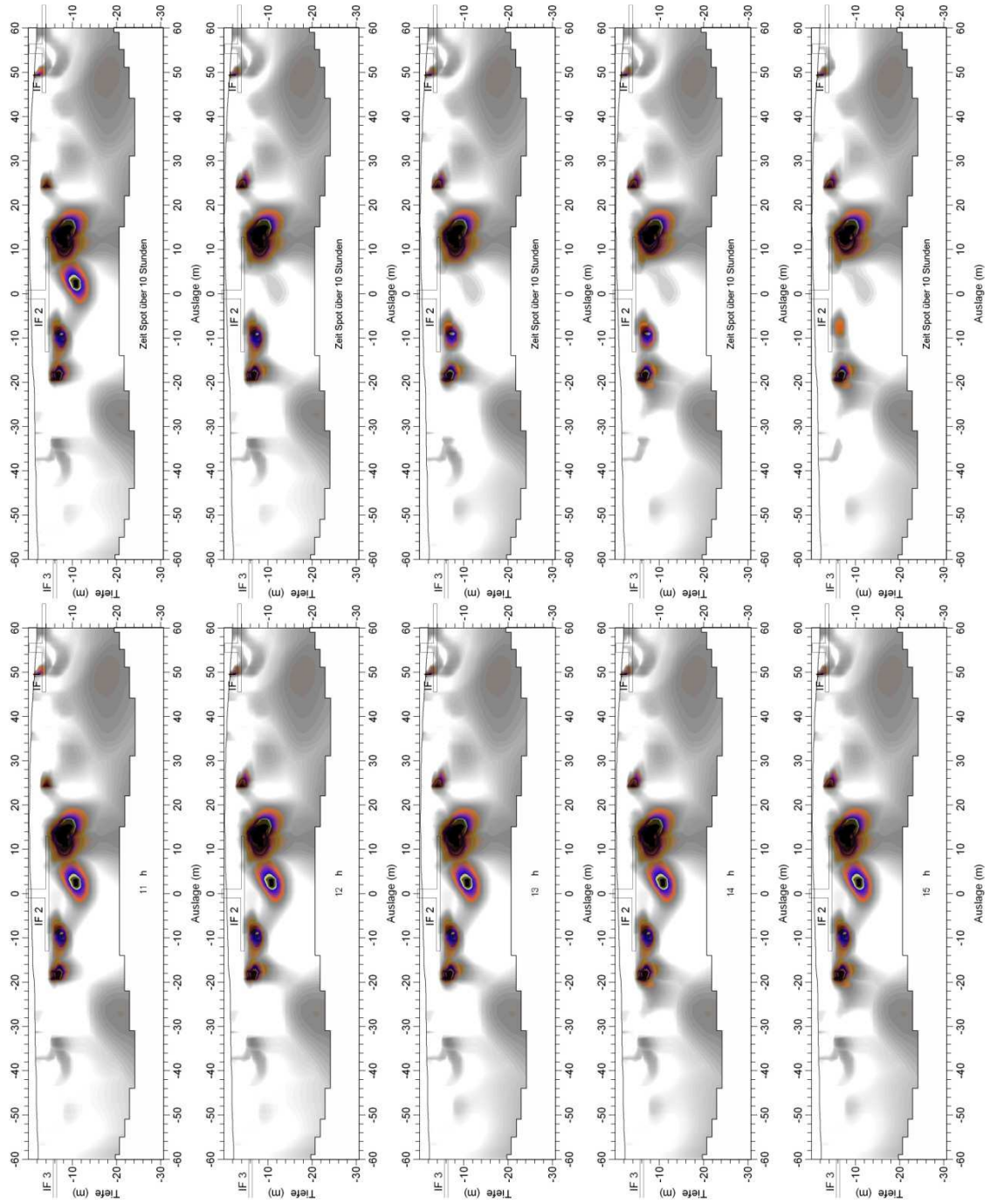


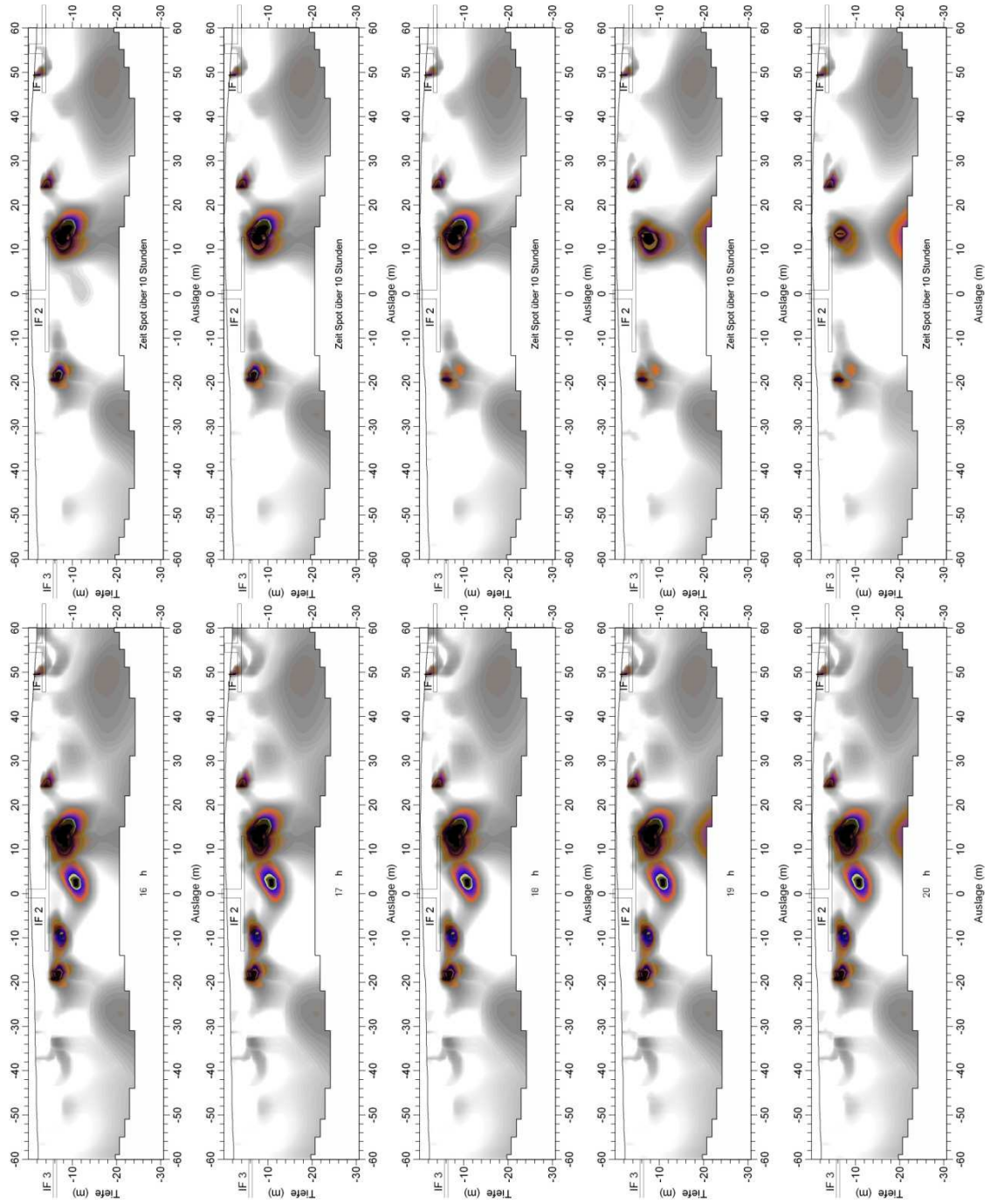
Messung 02

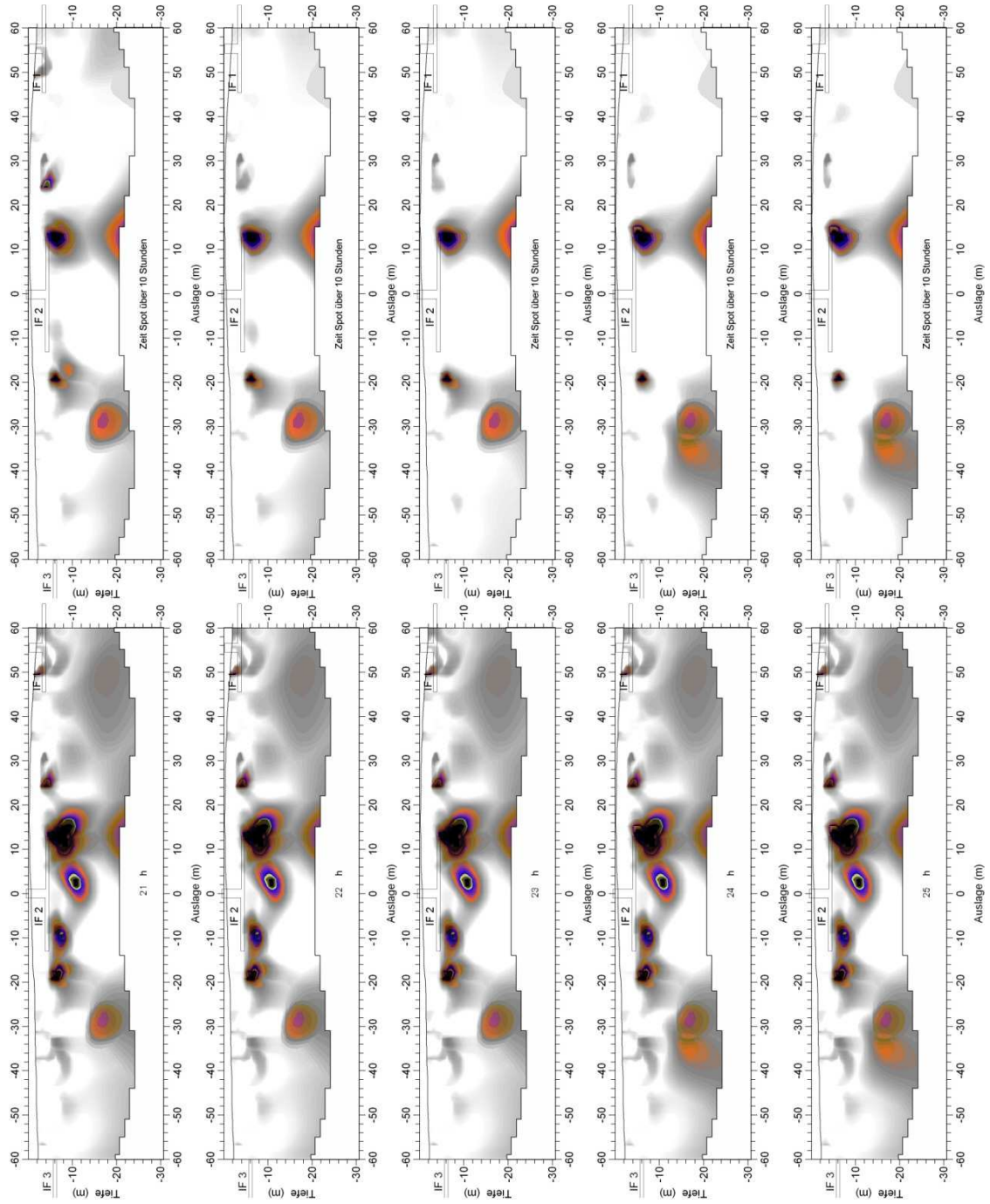


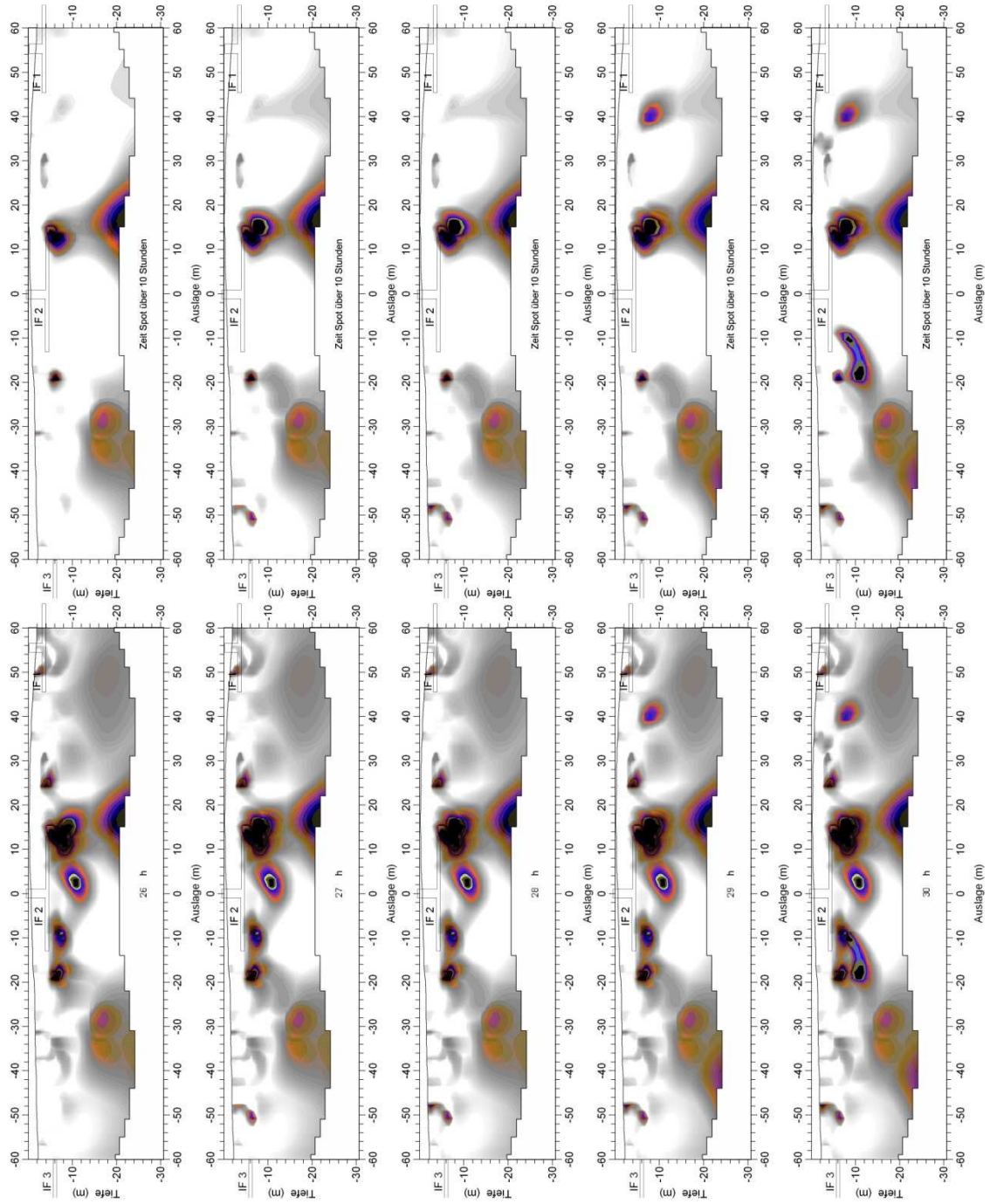


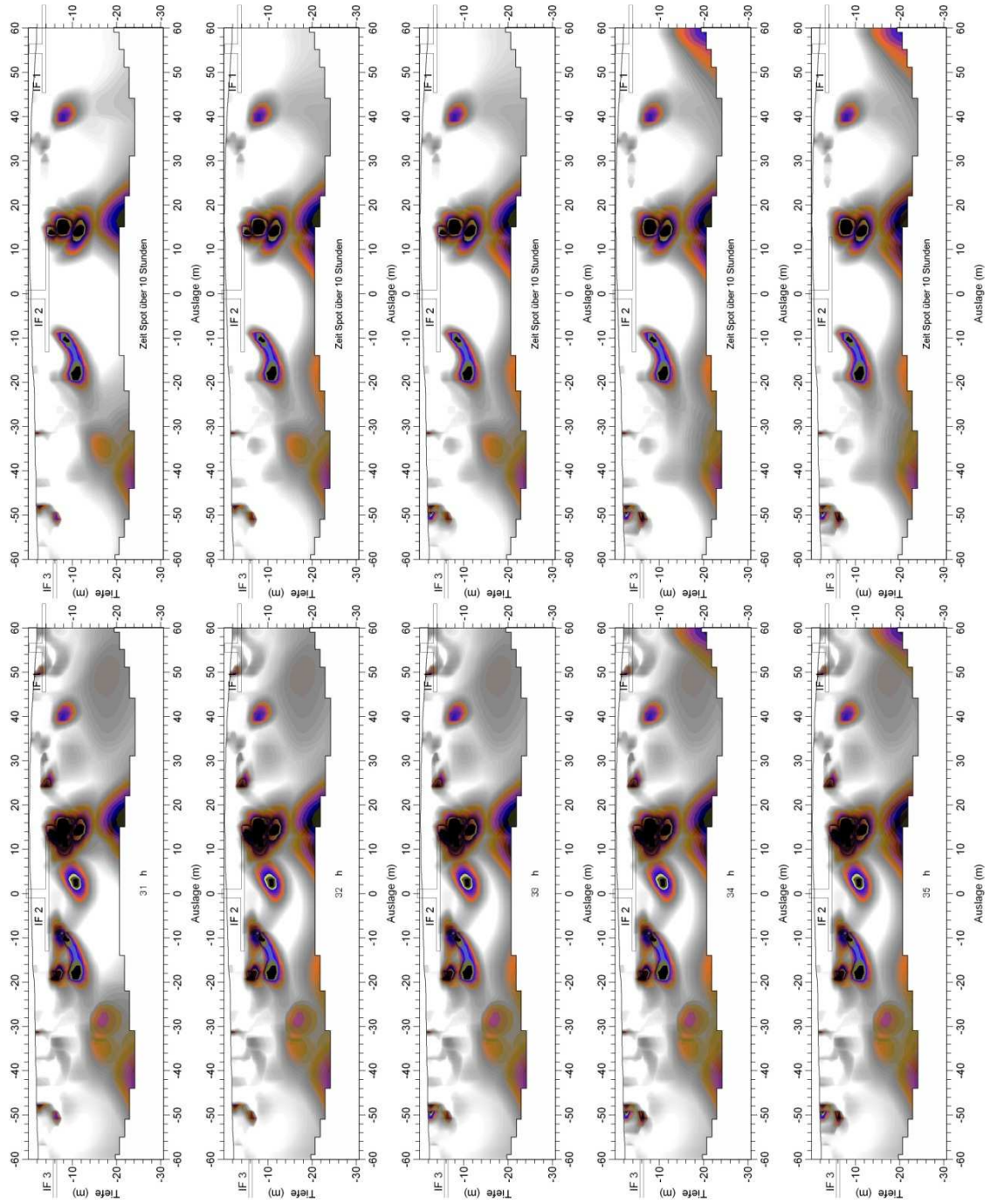


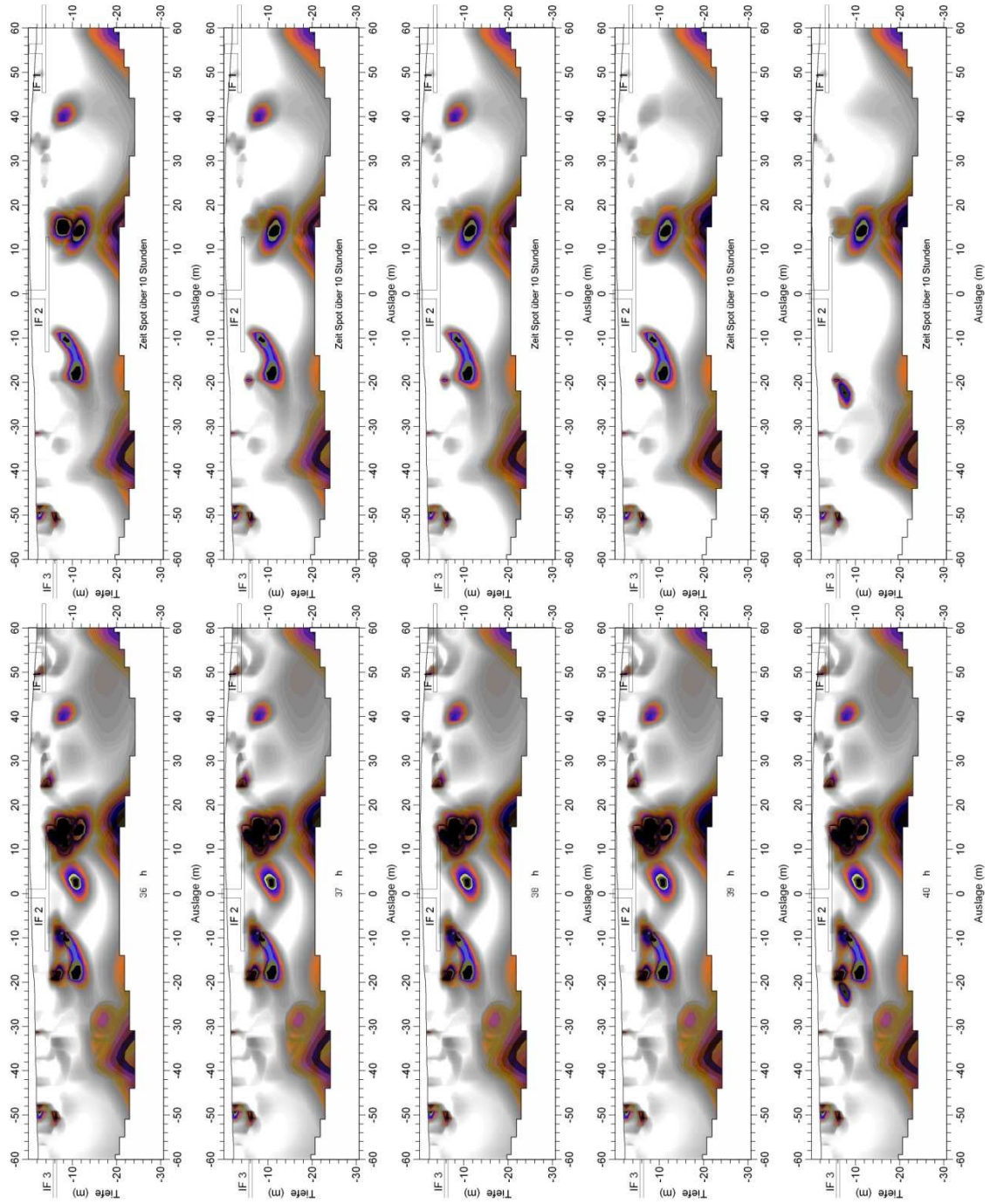


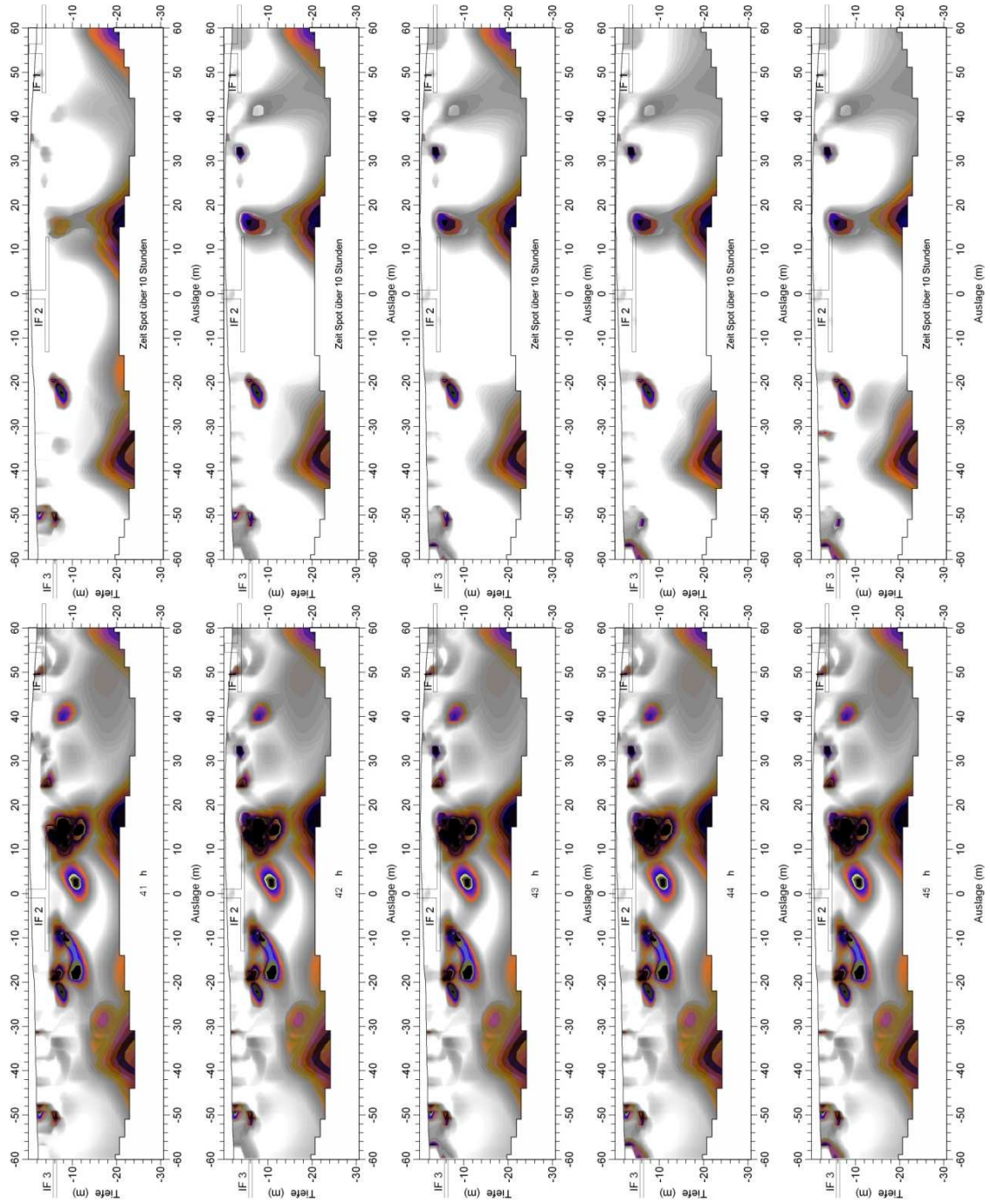


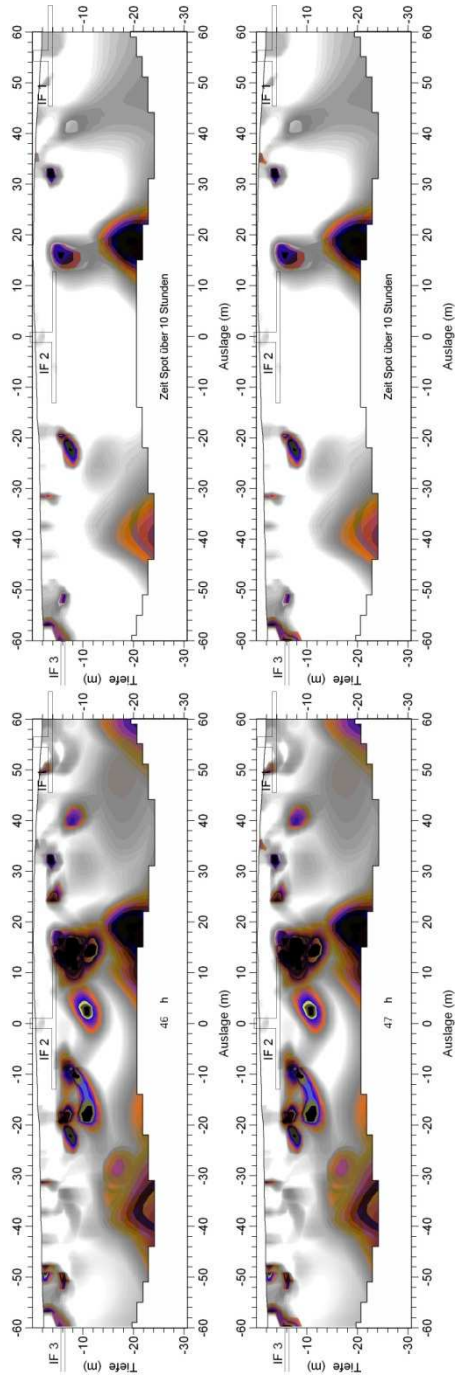




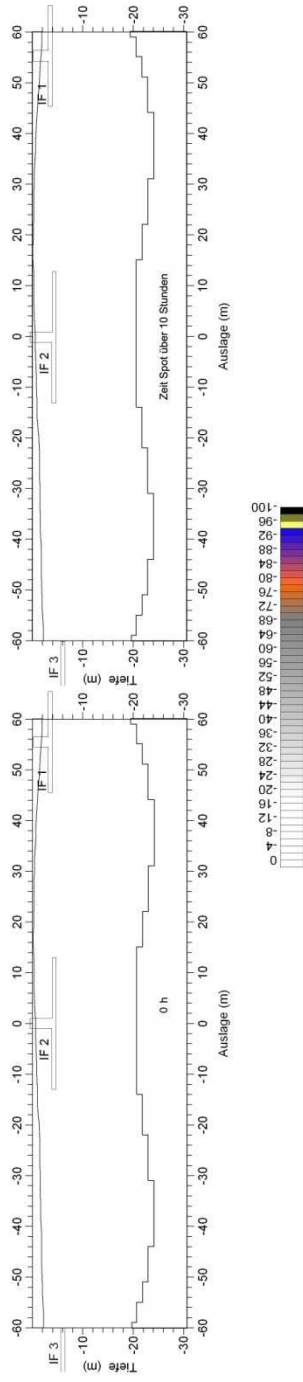


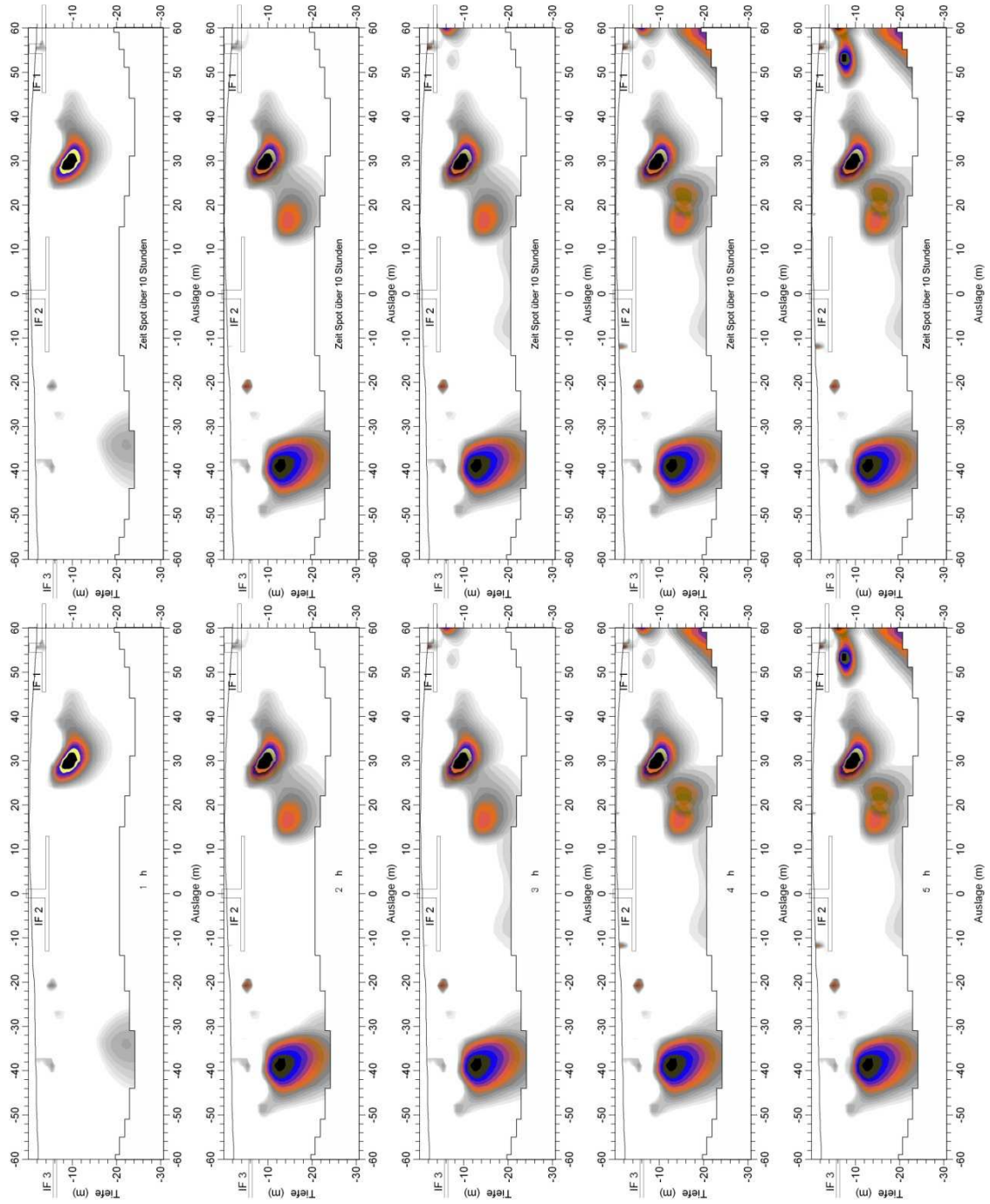


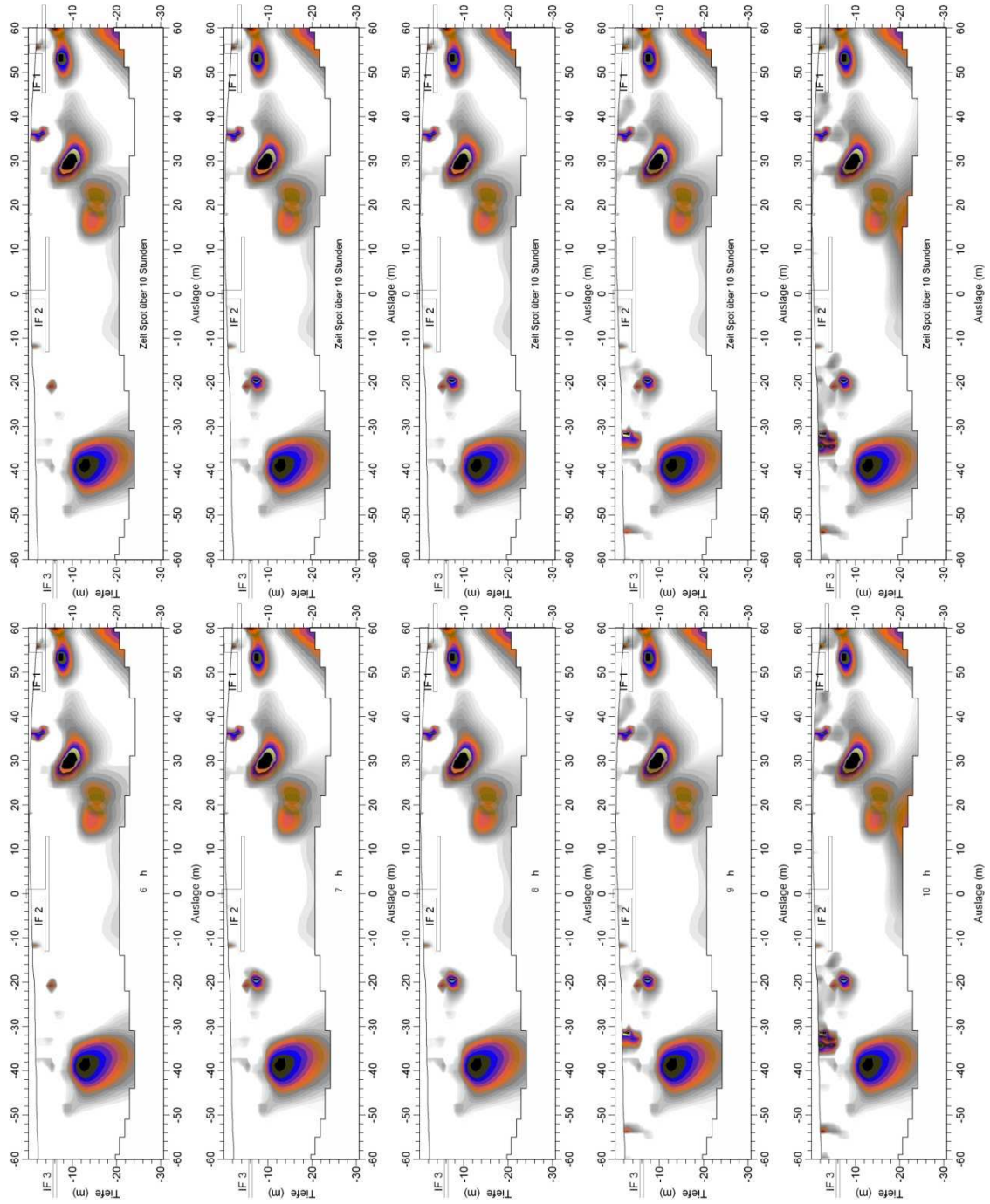


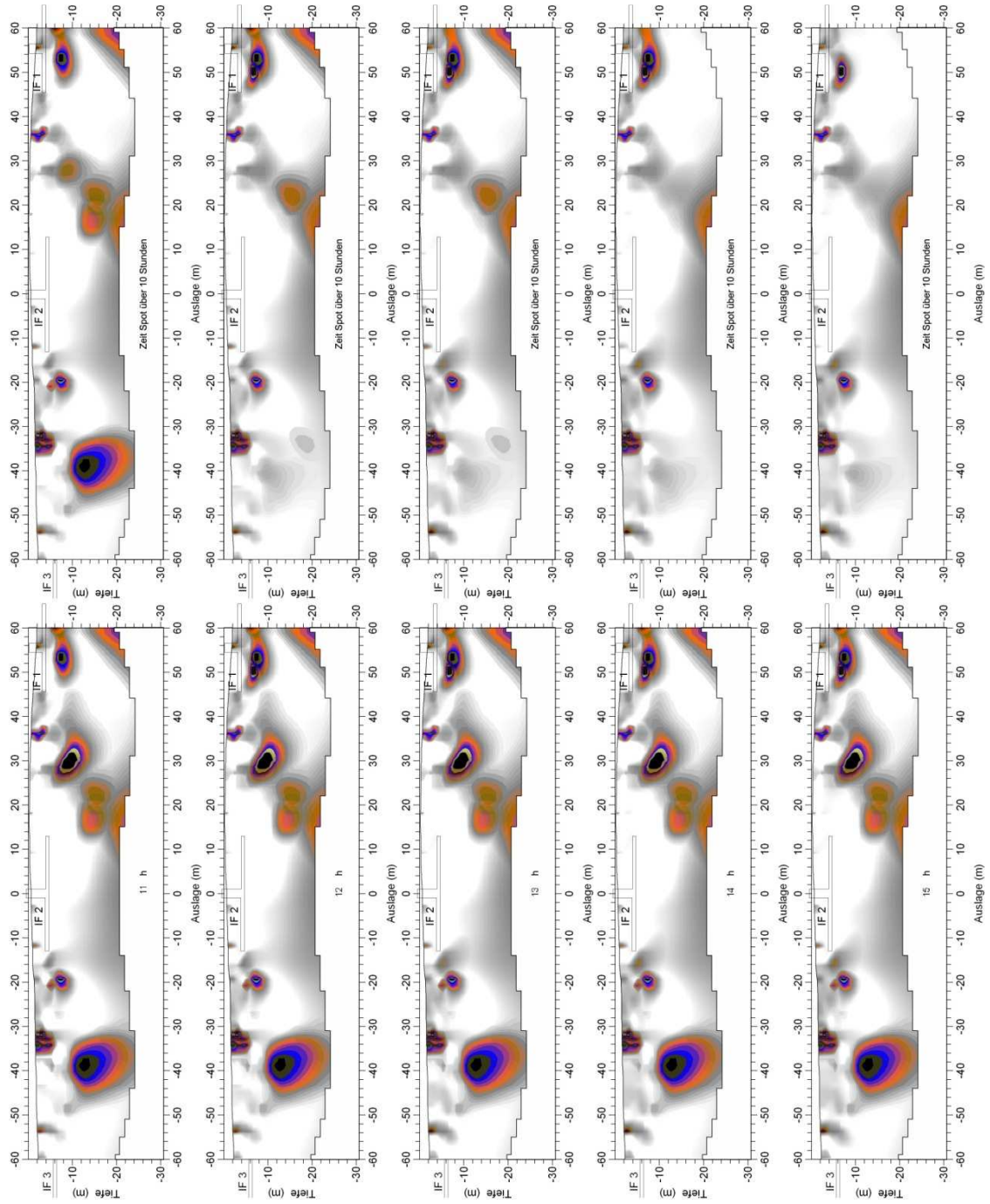


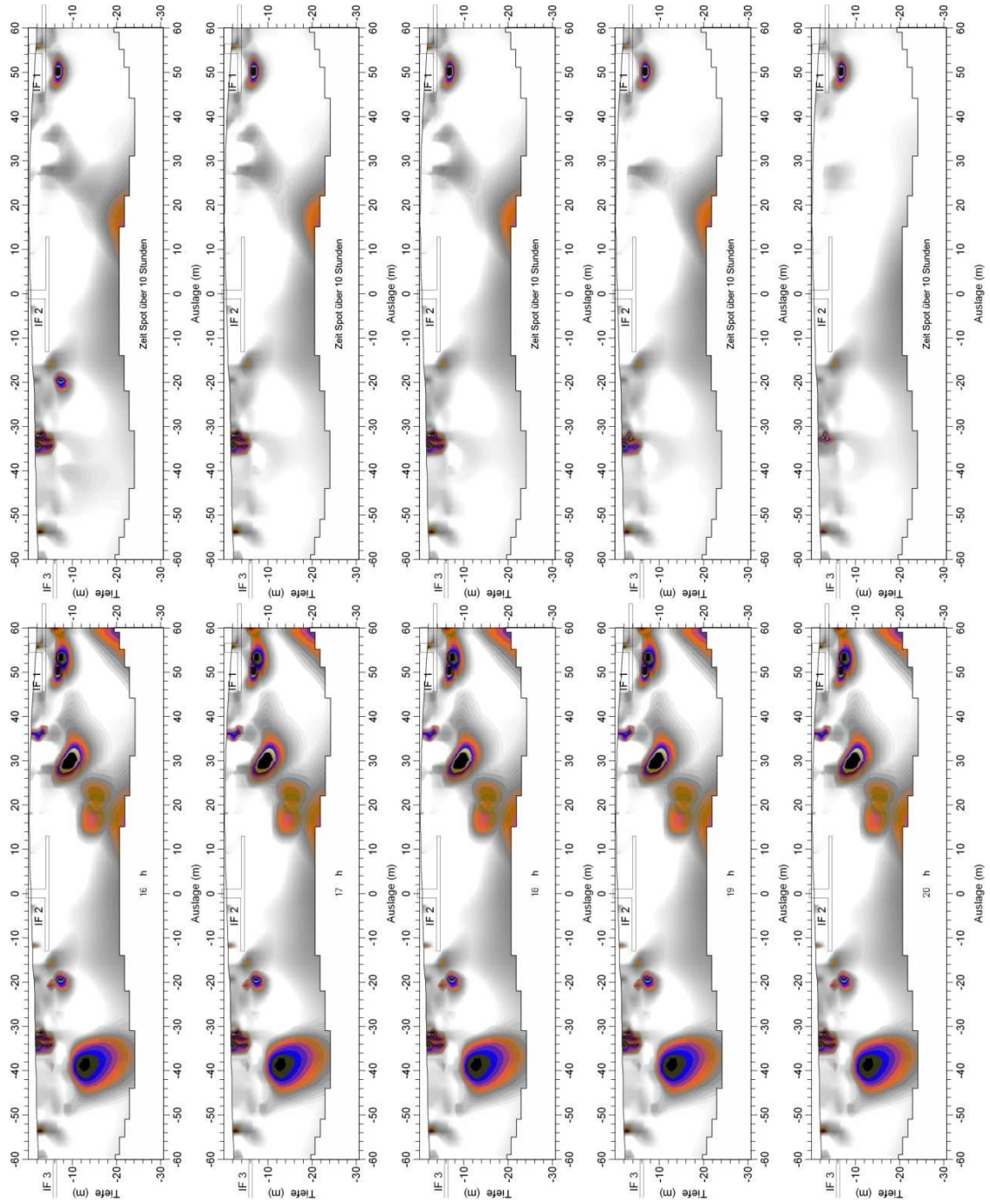
Messung 03

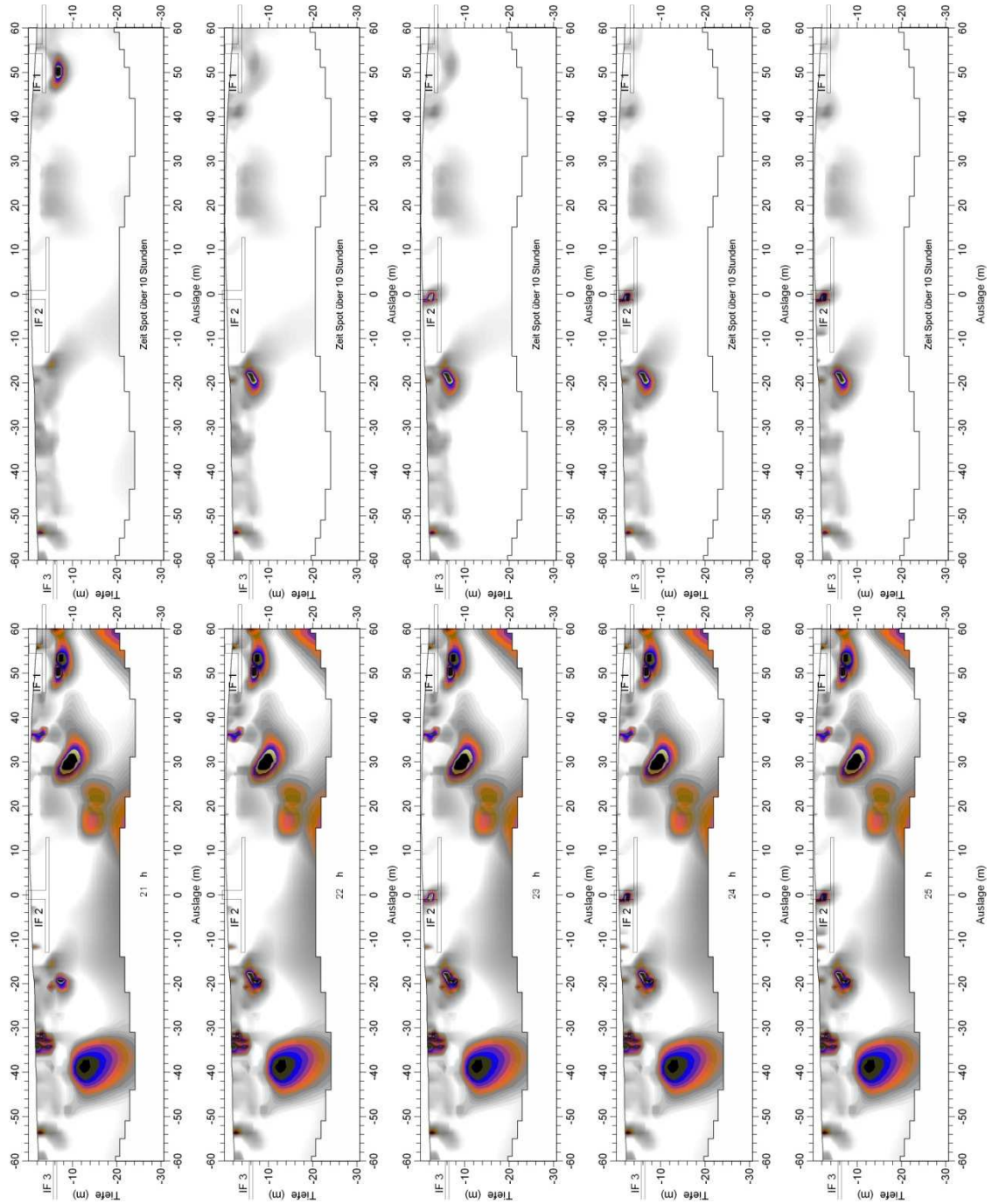


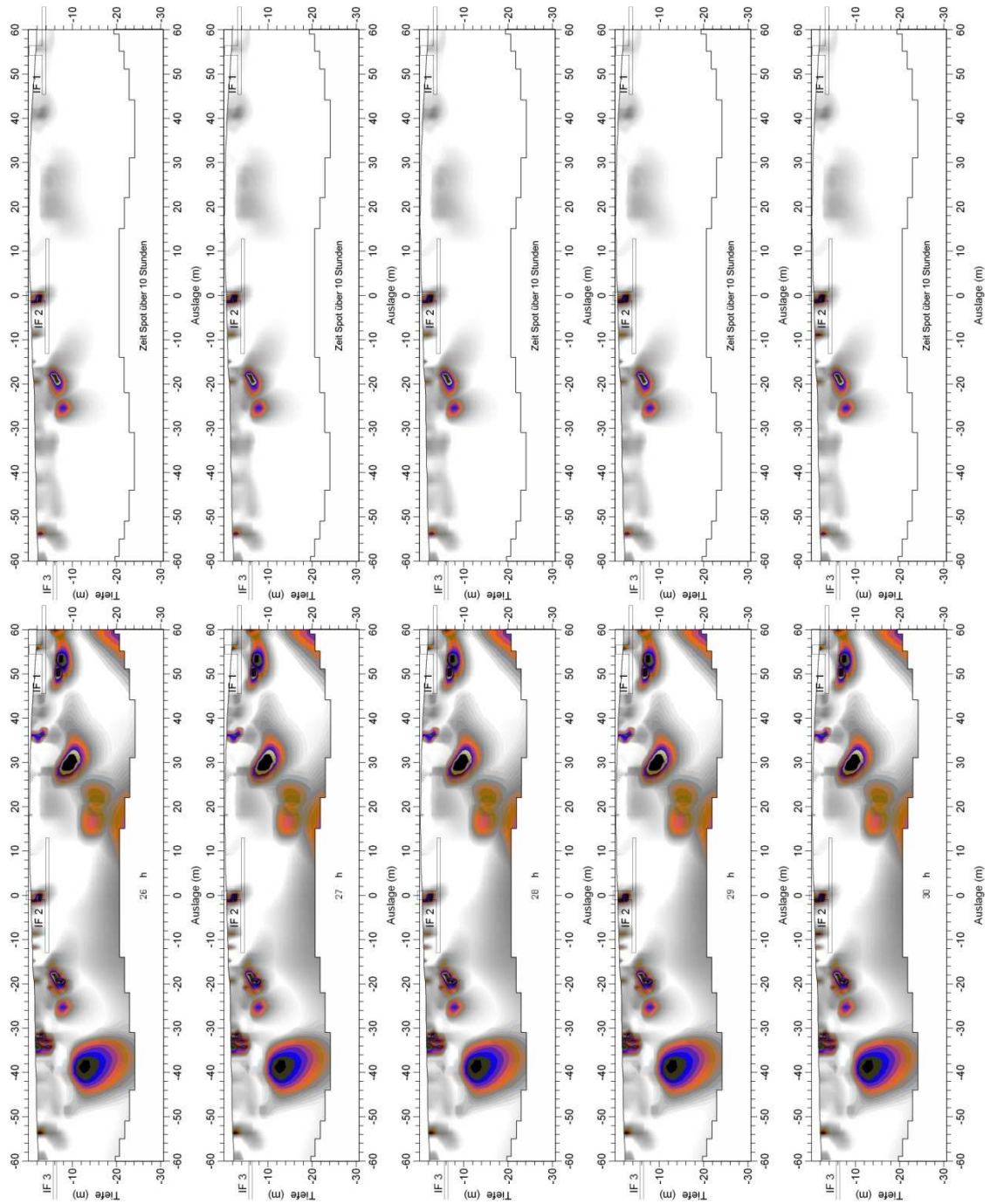


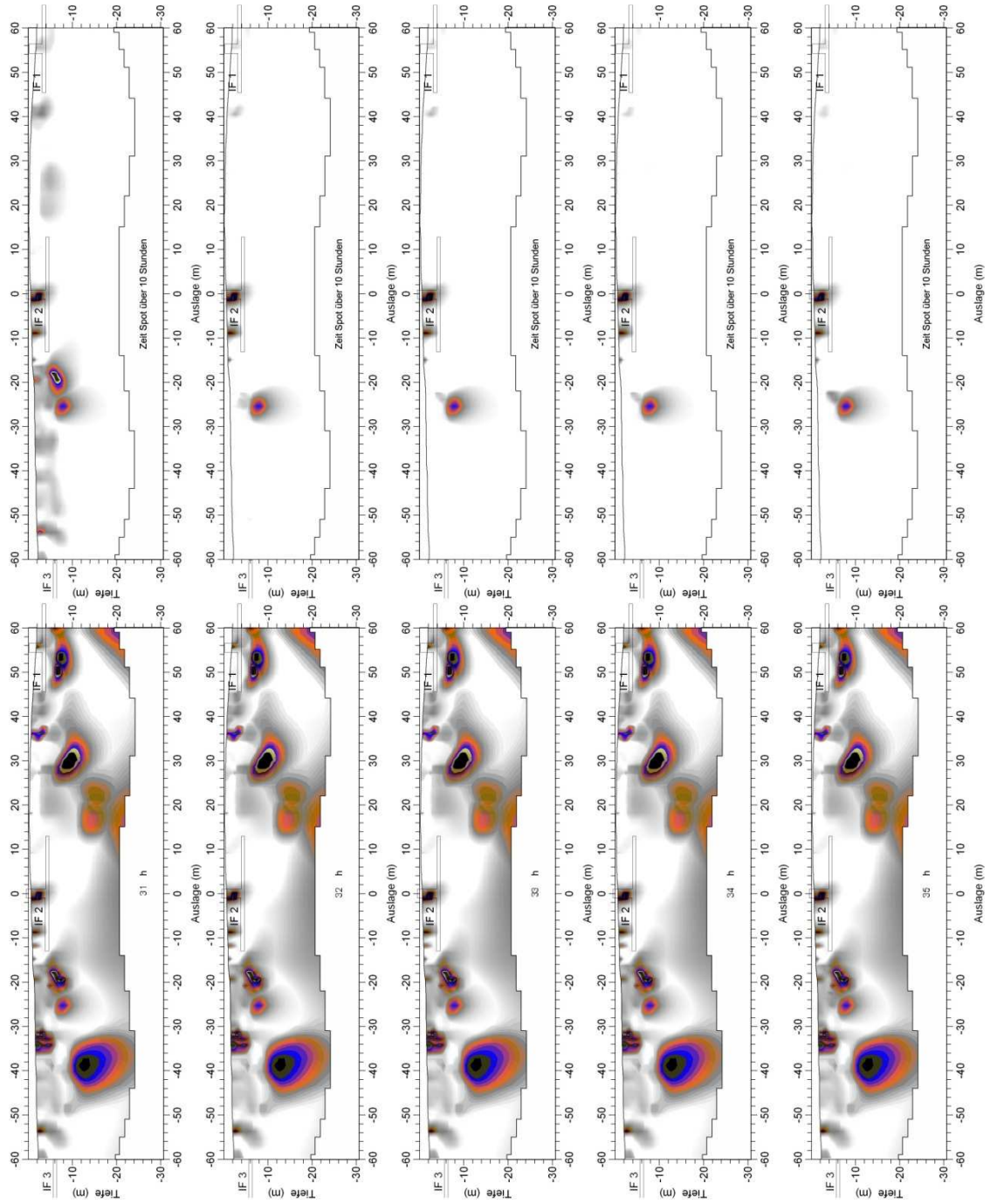


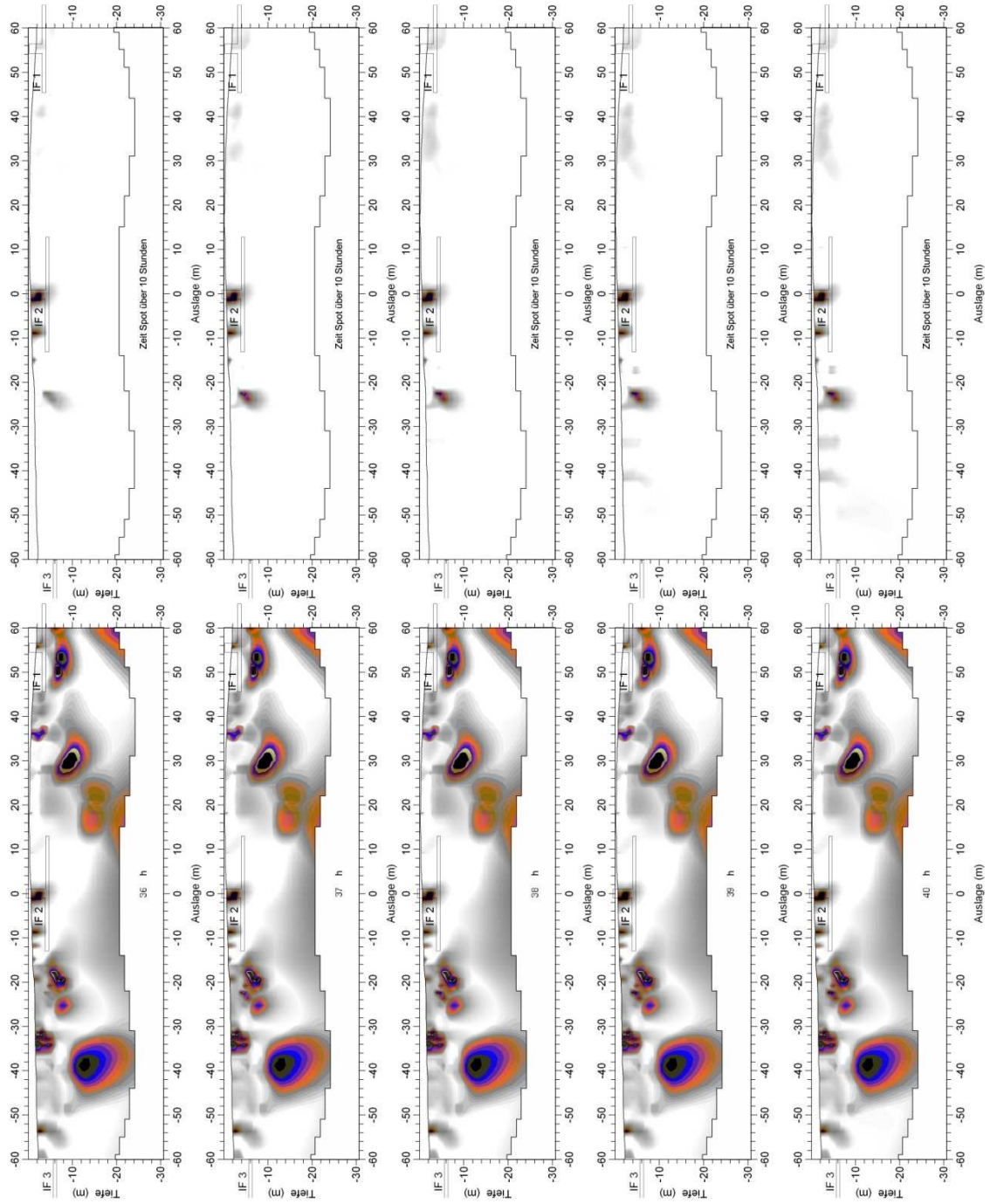


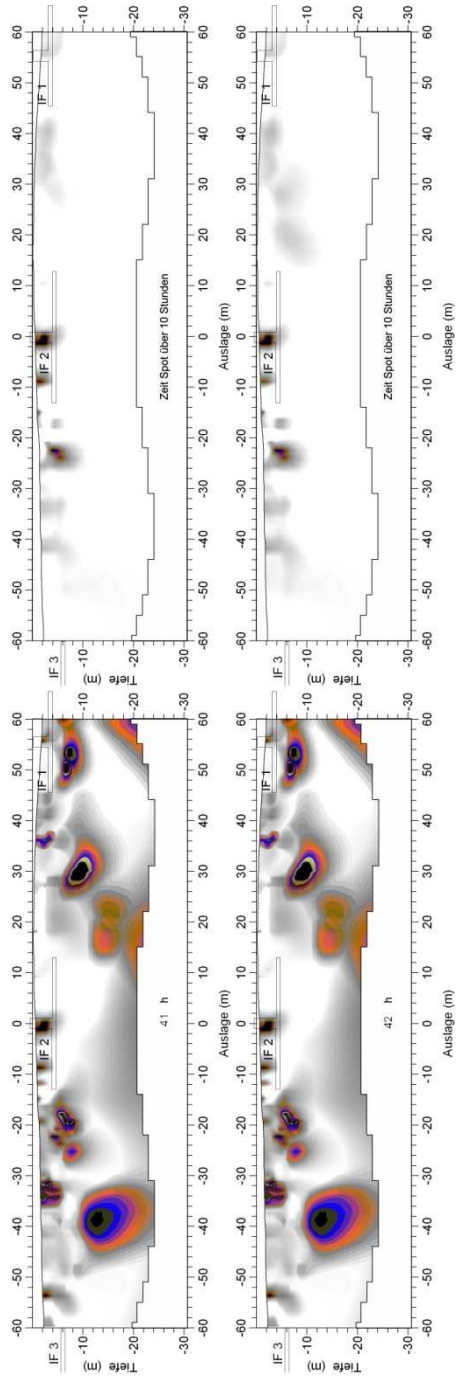




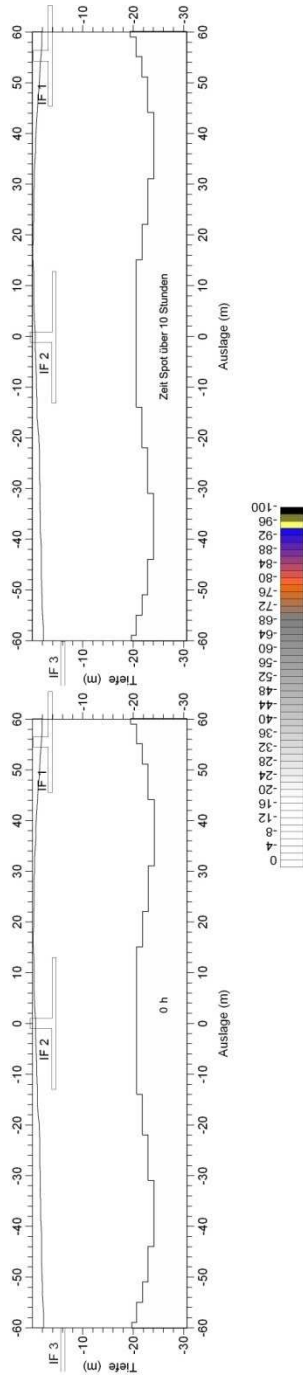


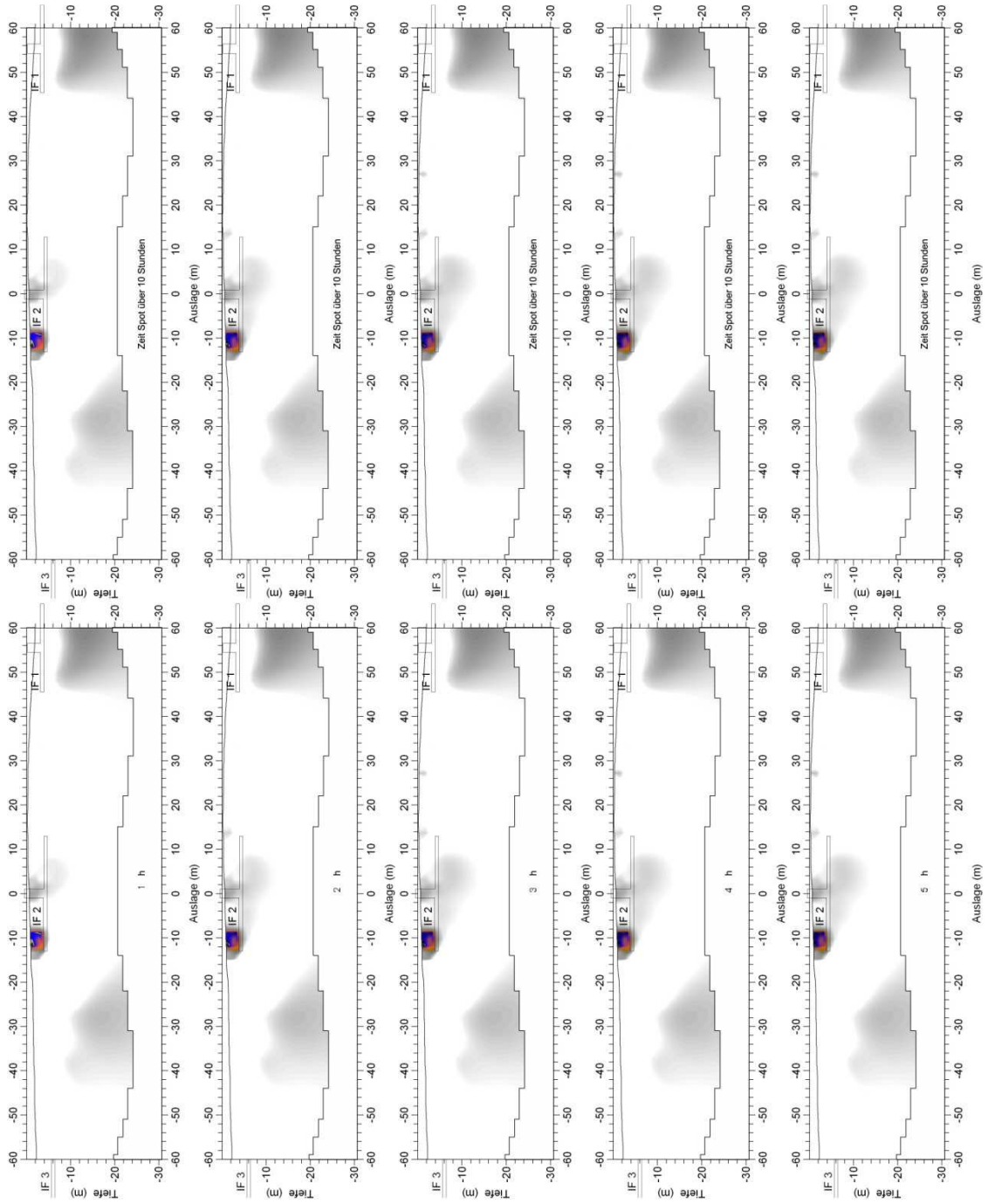


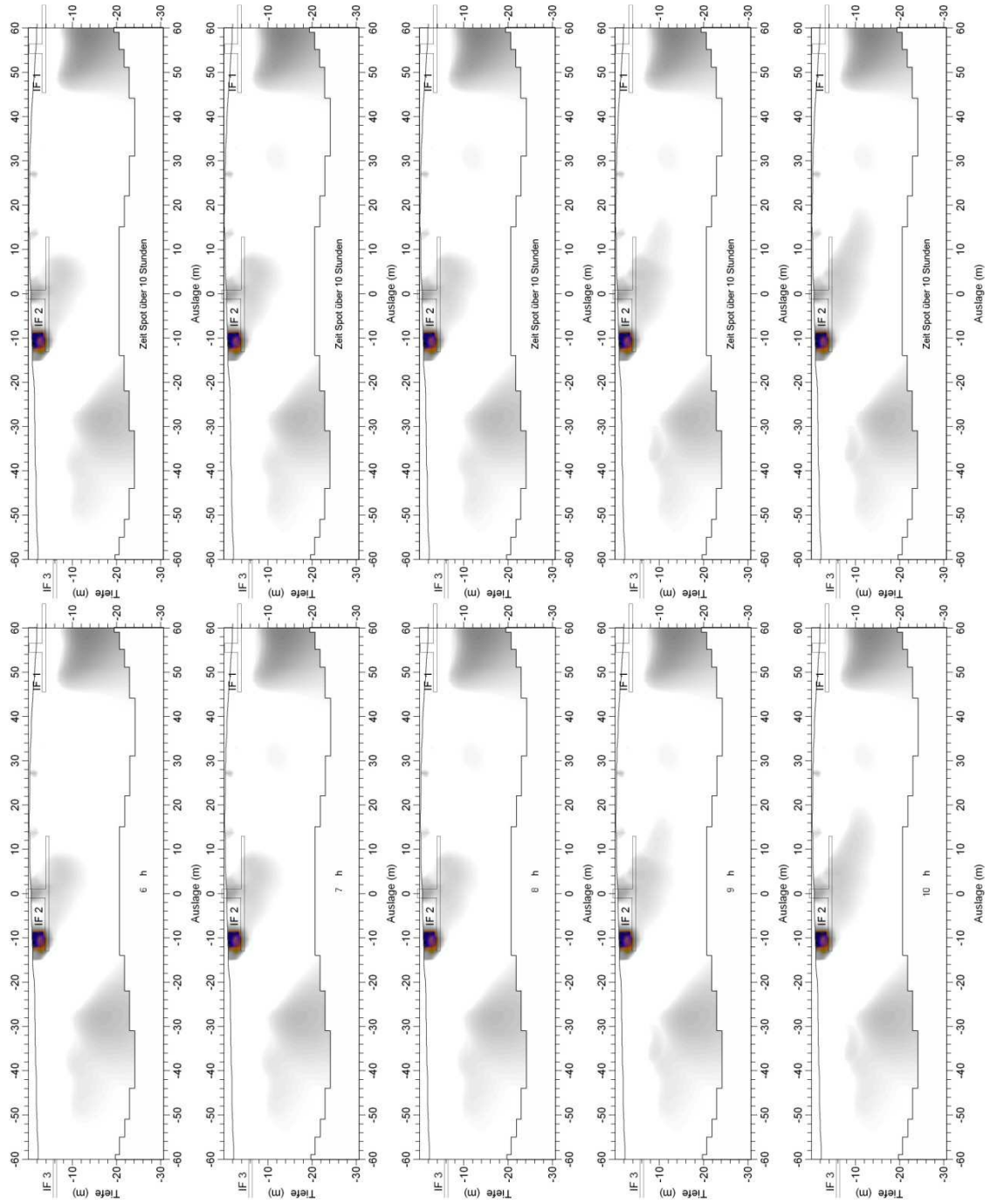


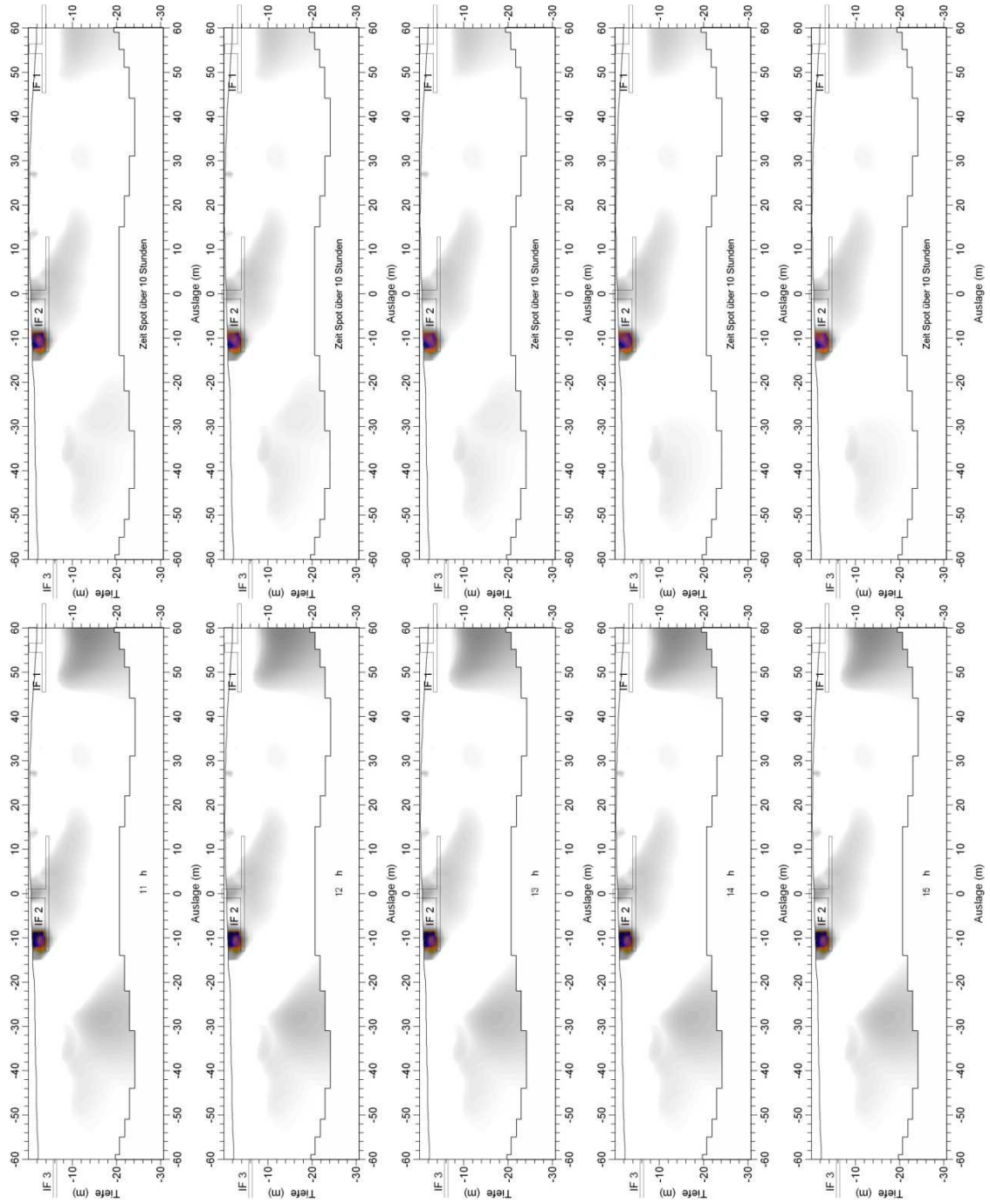


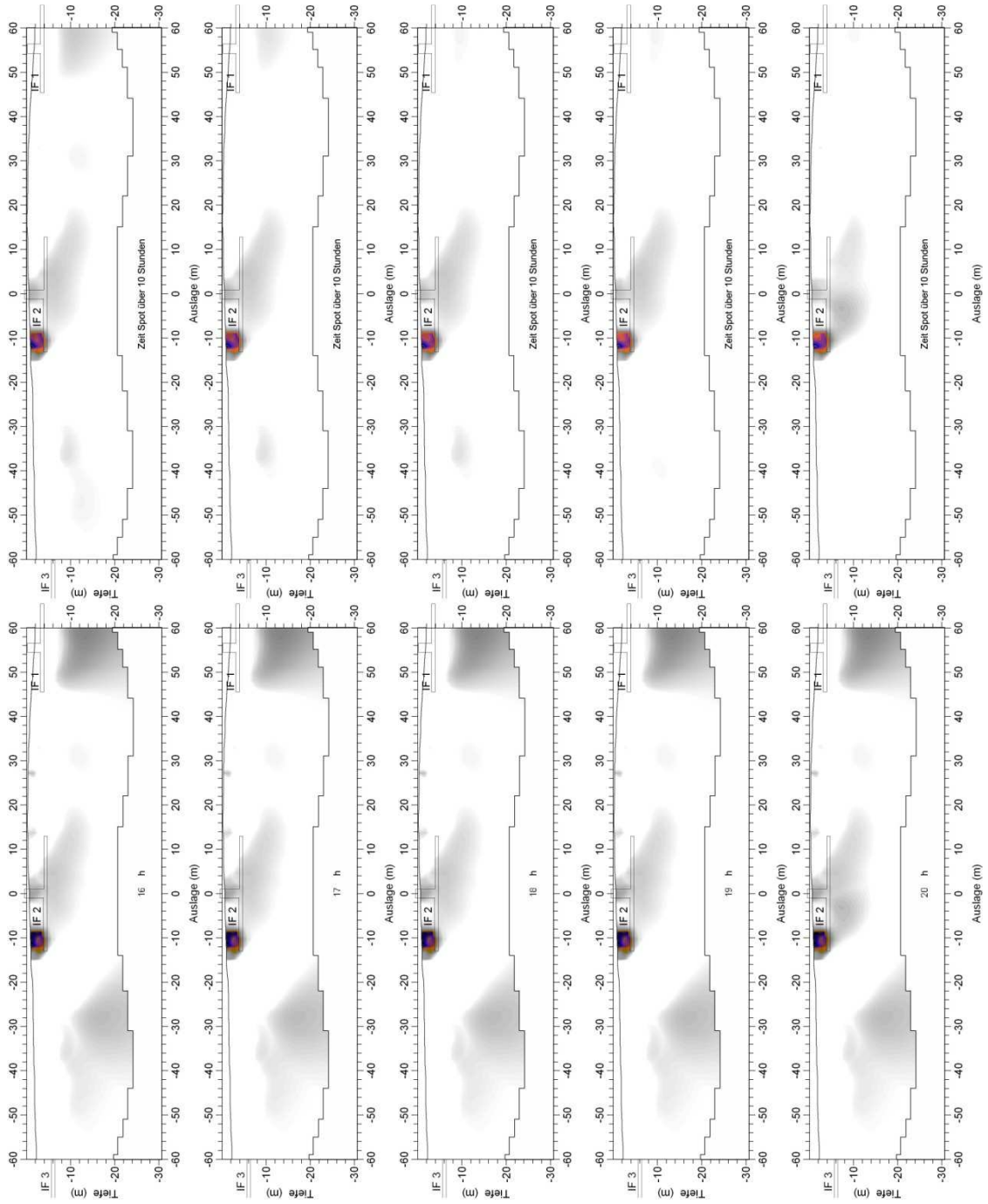
Messung 04

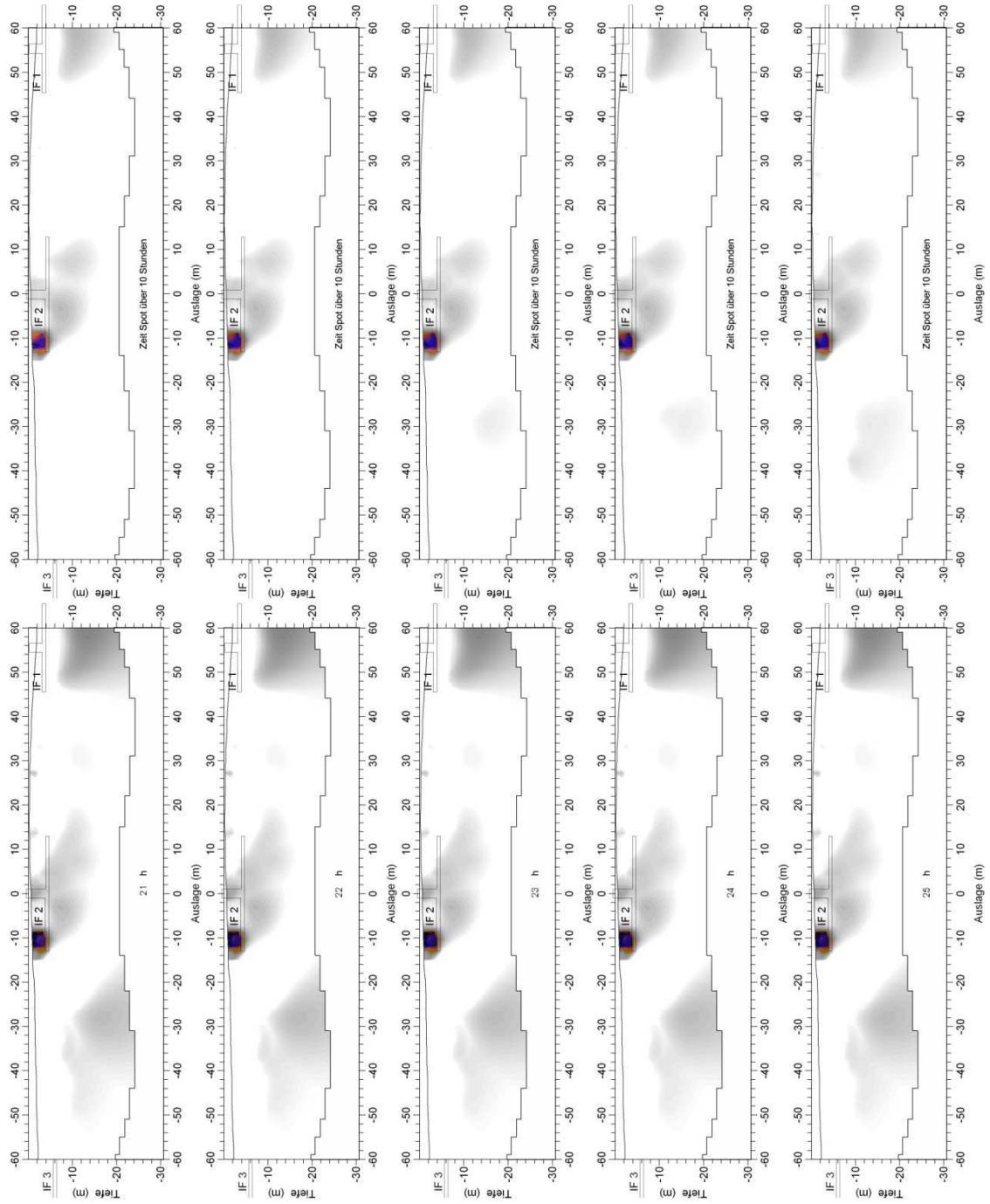


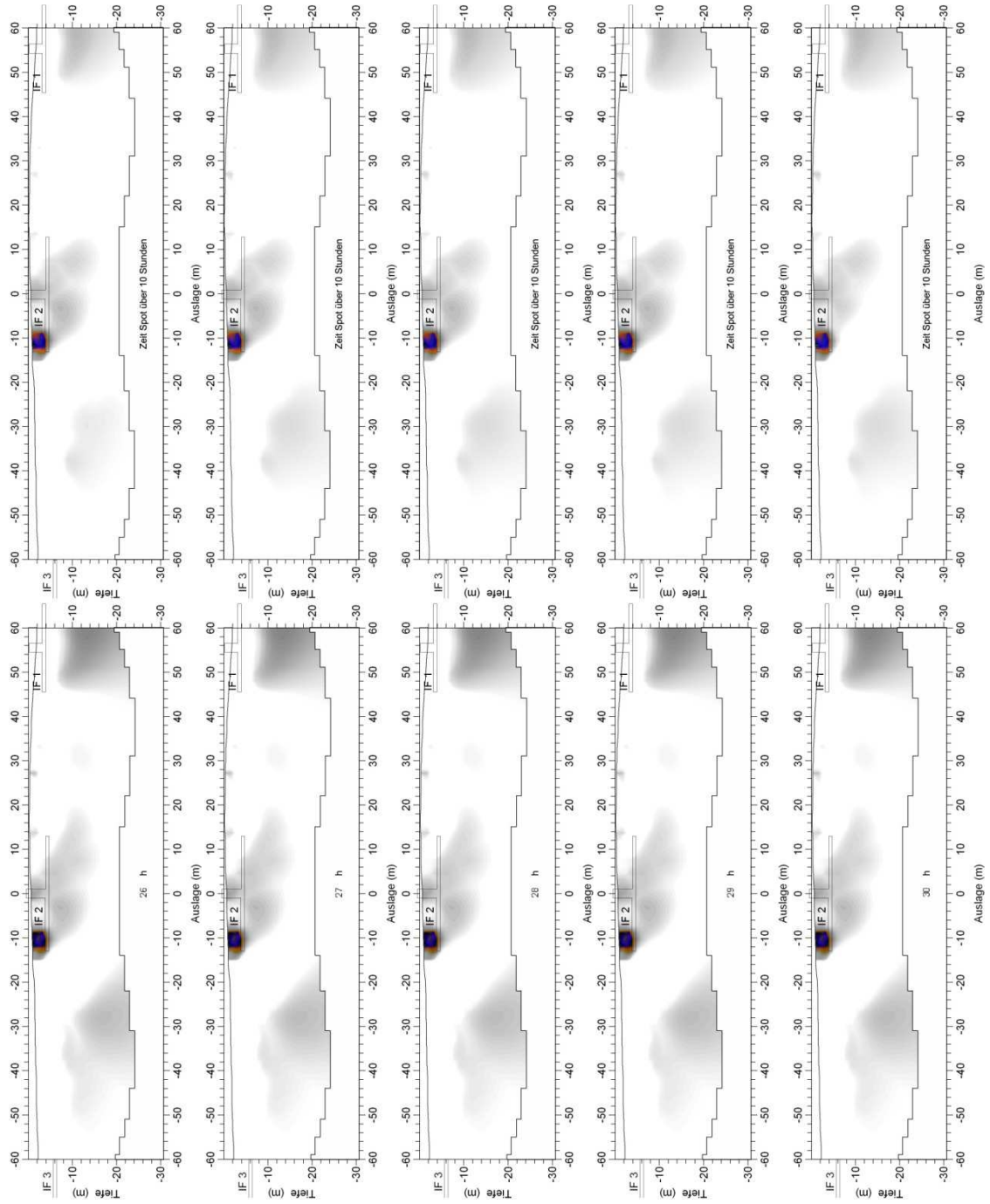


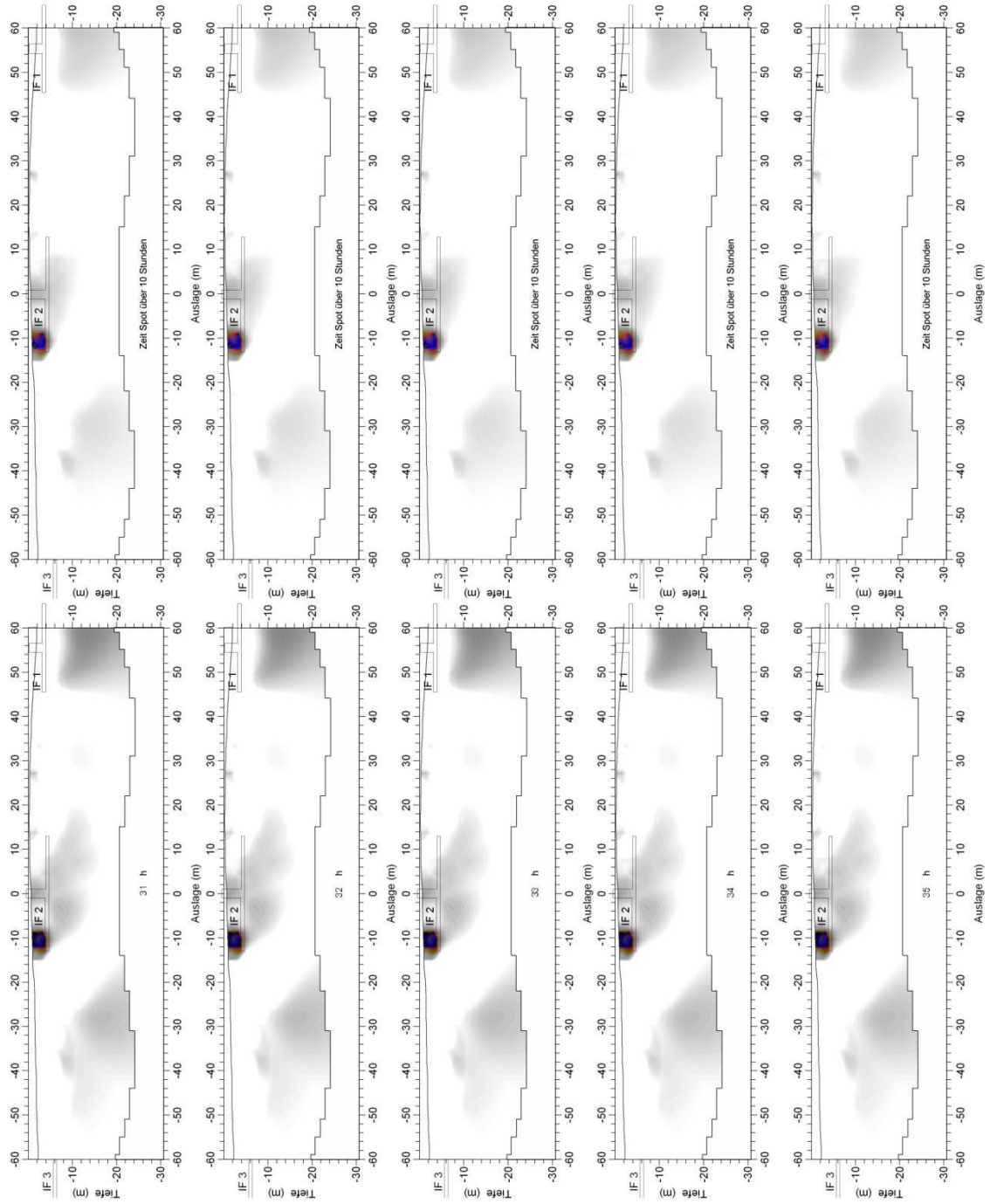


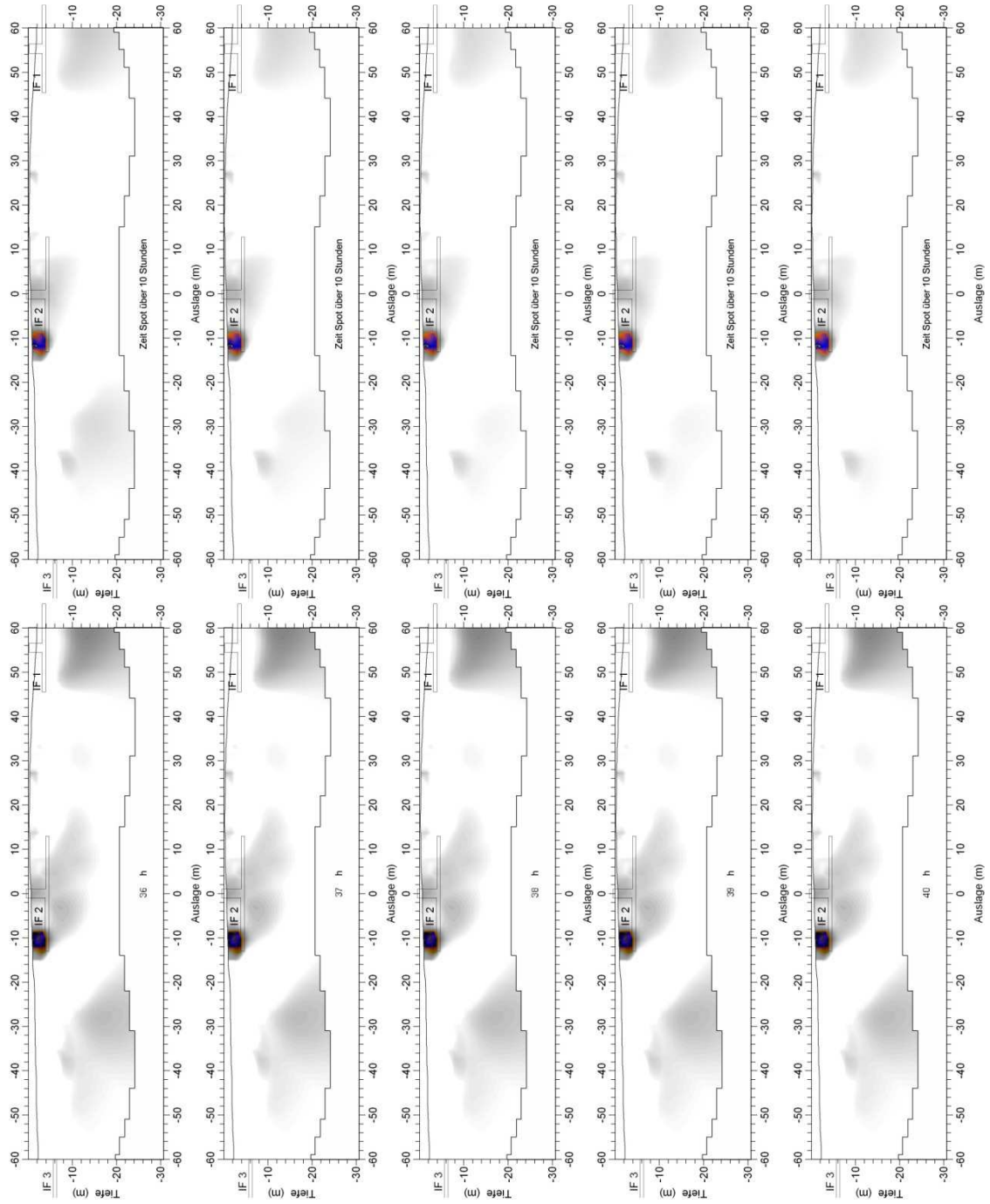


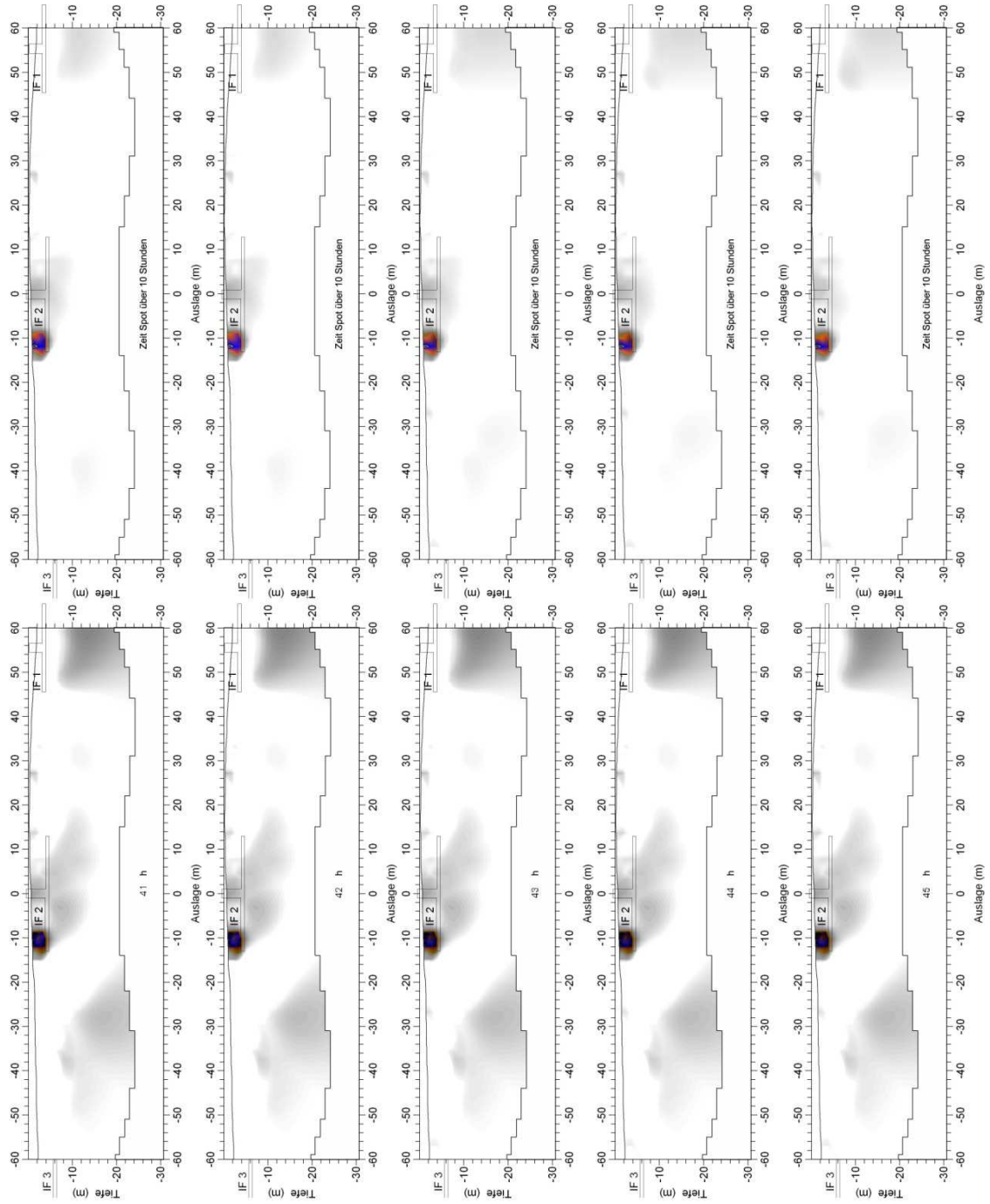




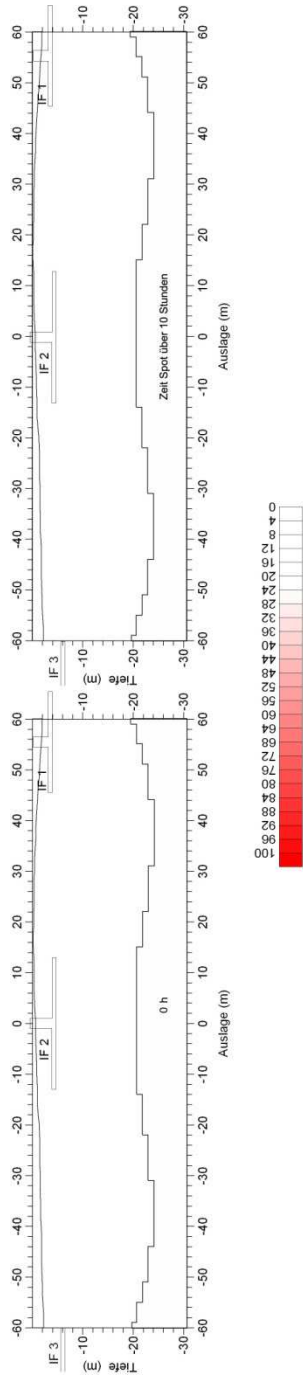


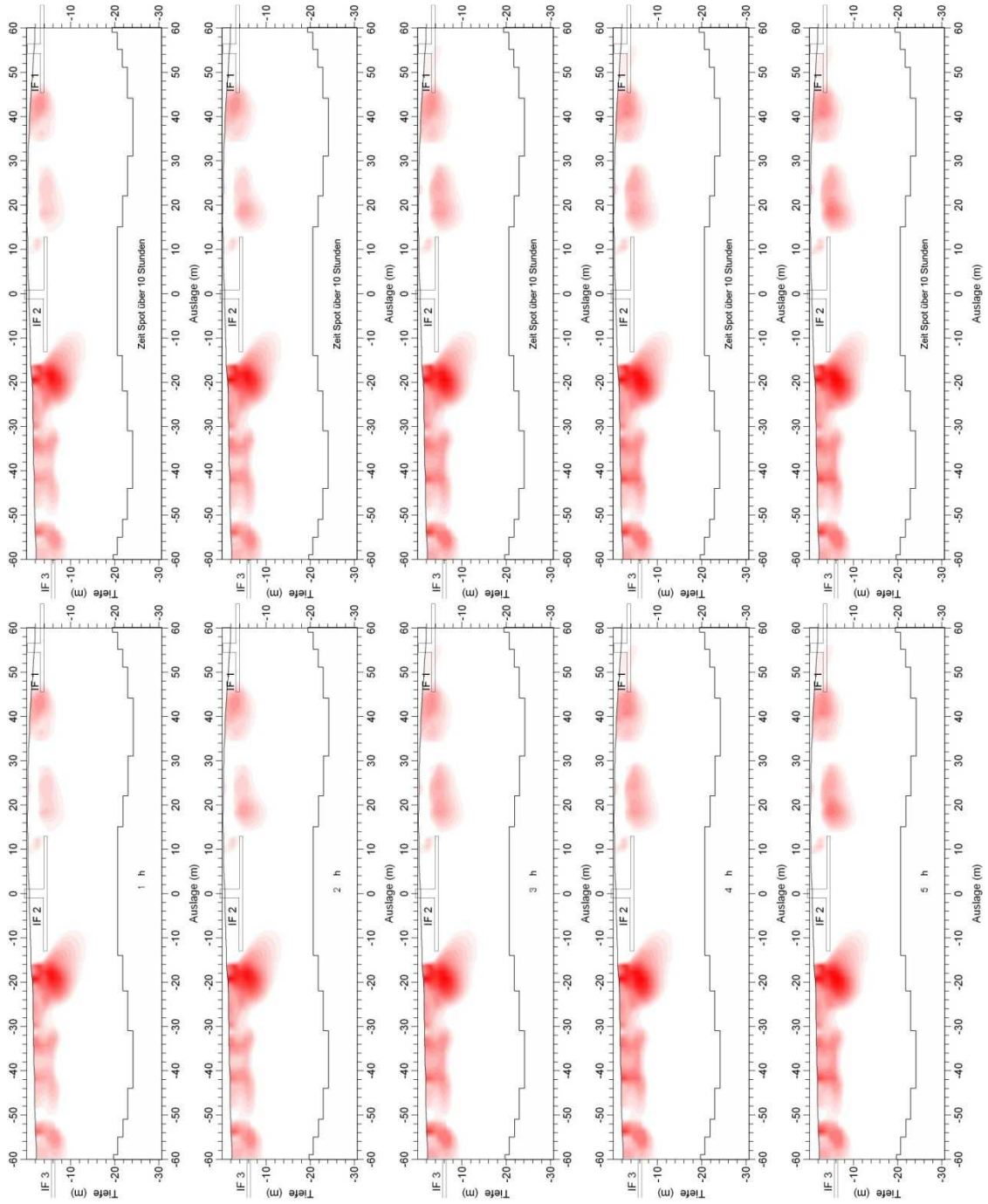


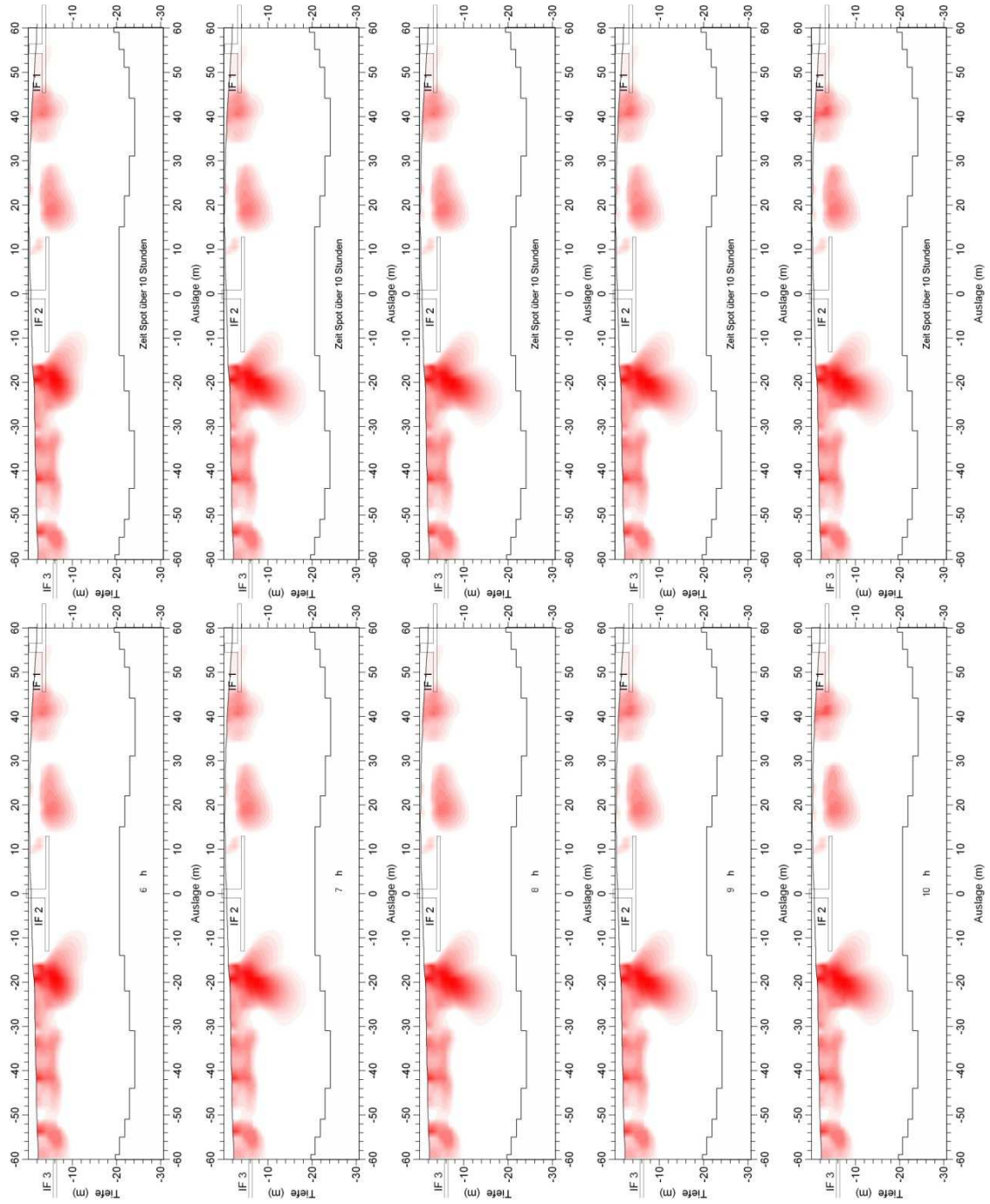


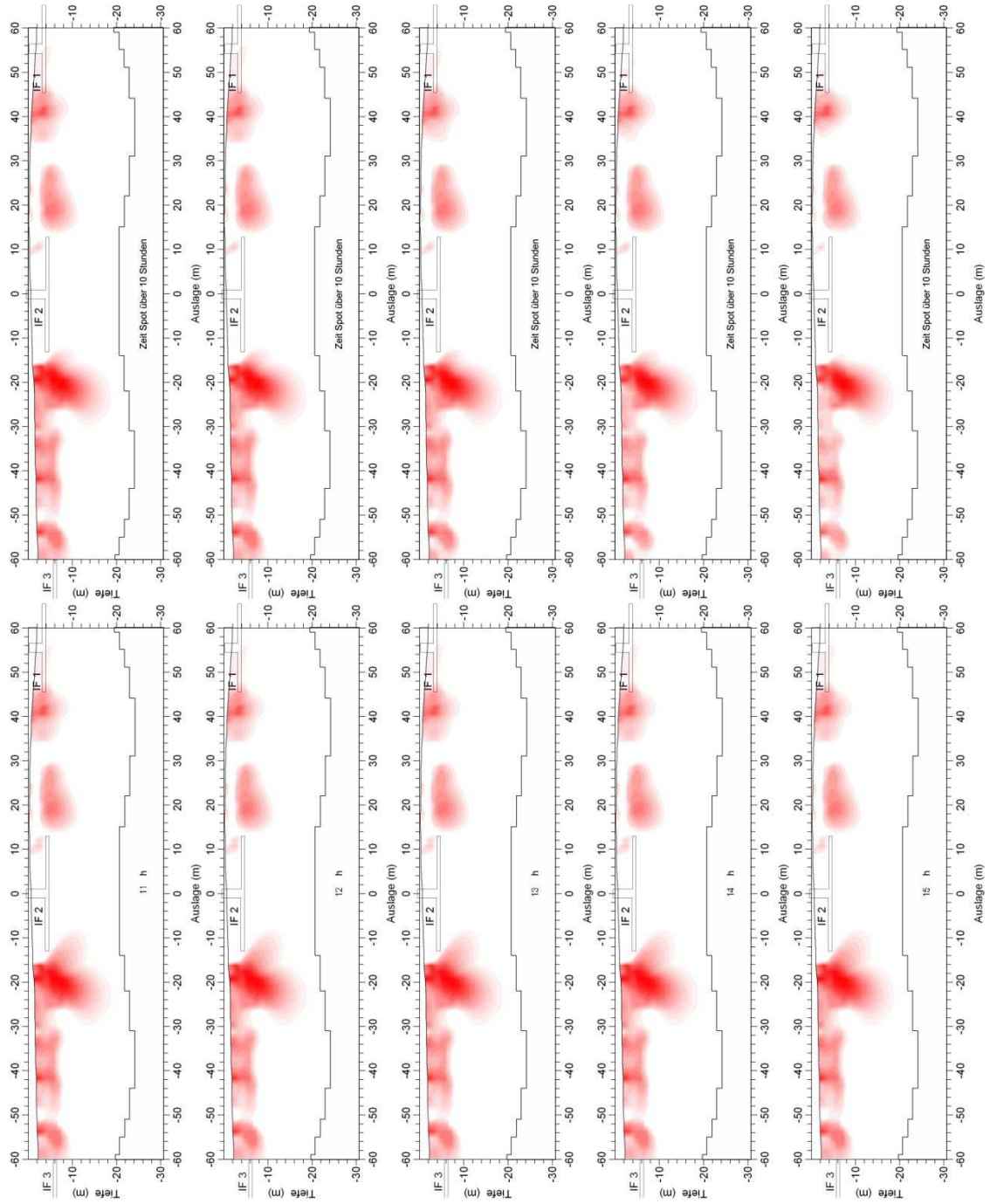


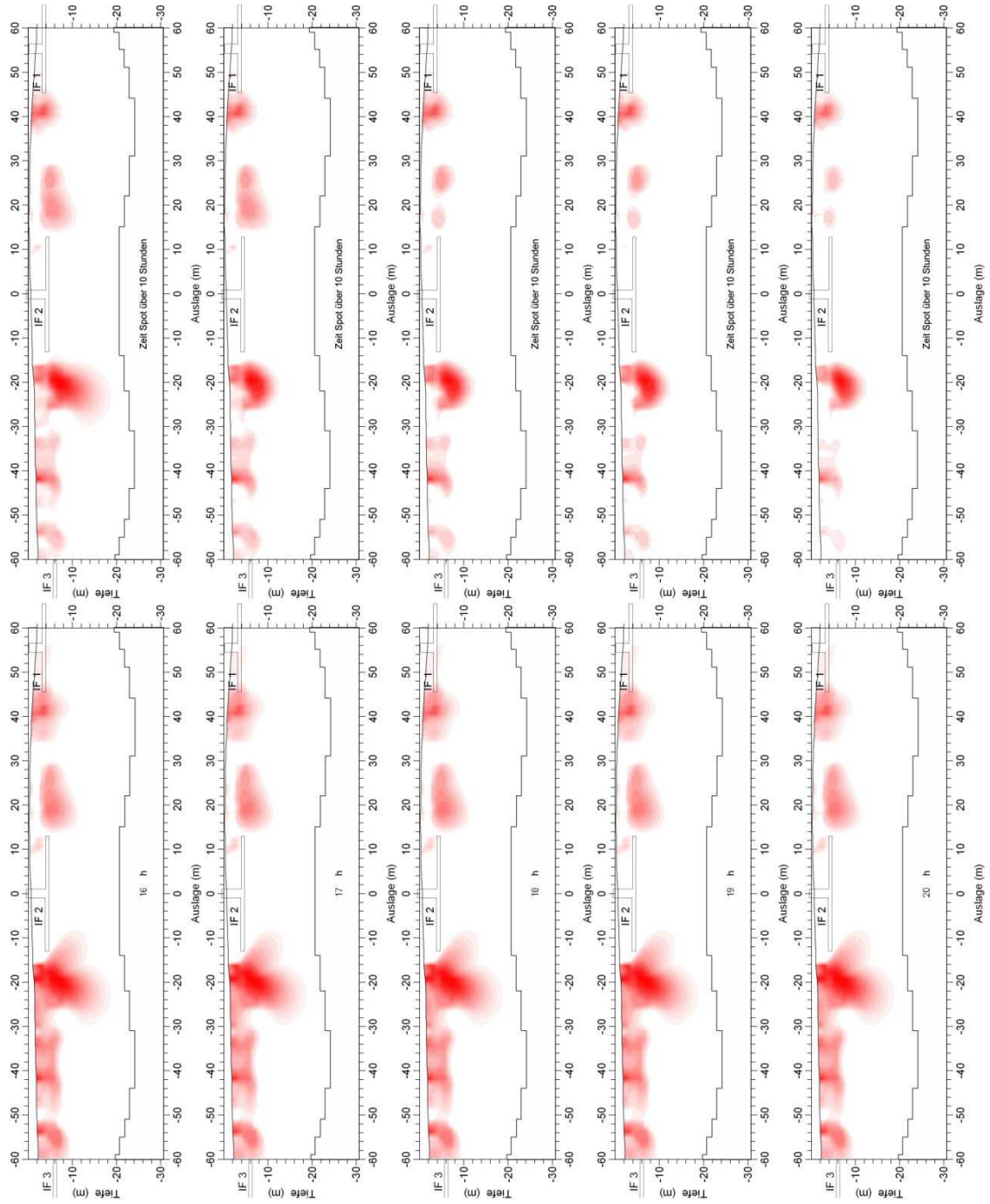
Messung 04 rot

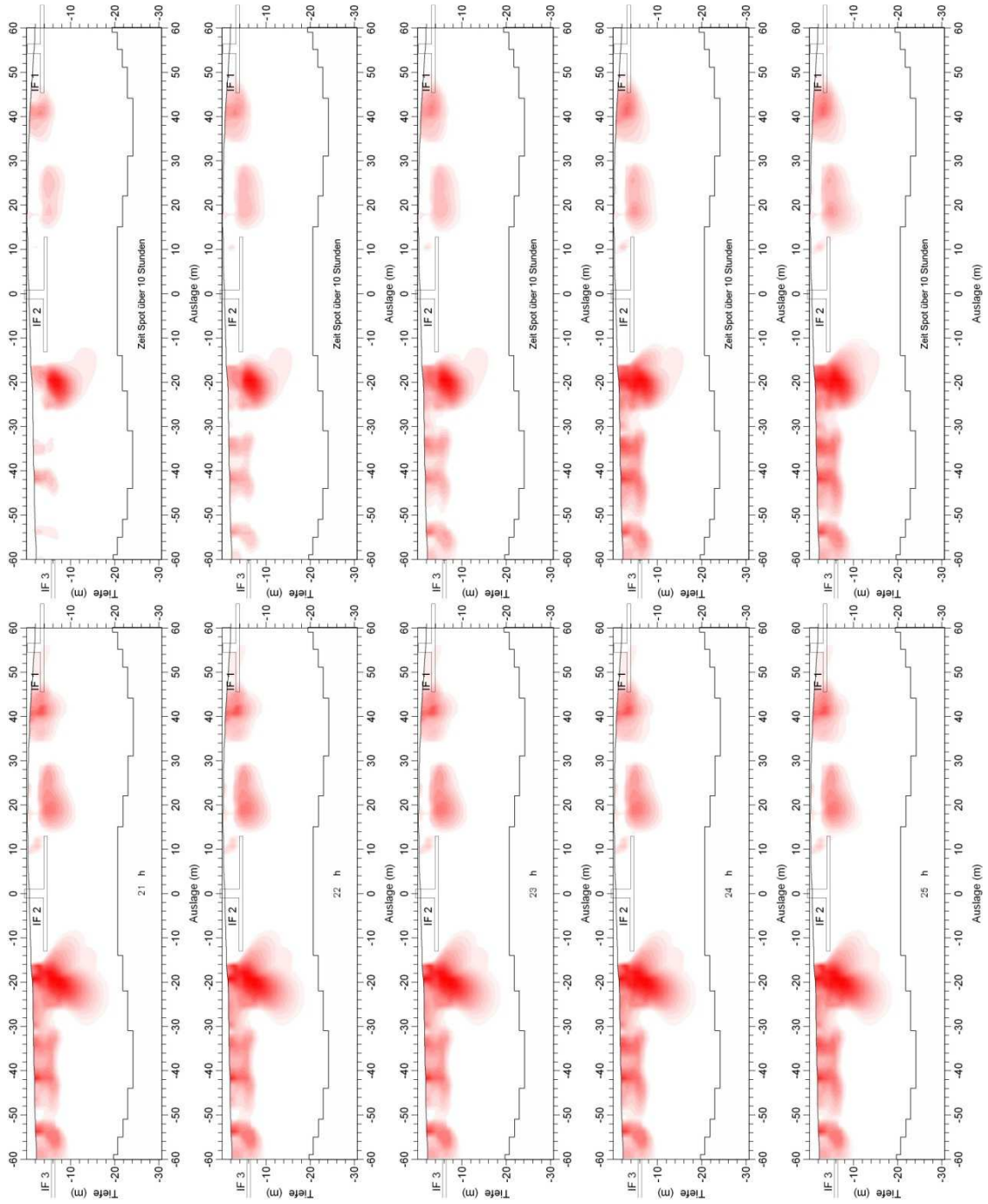


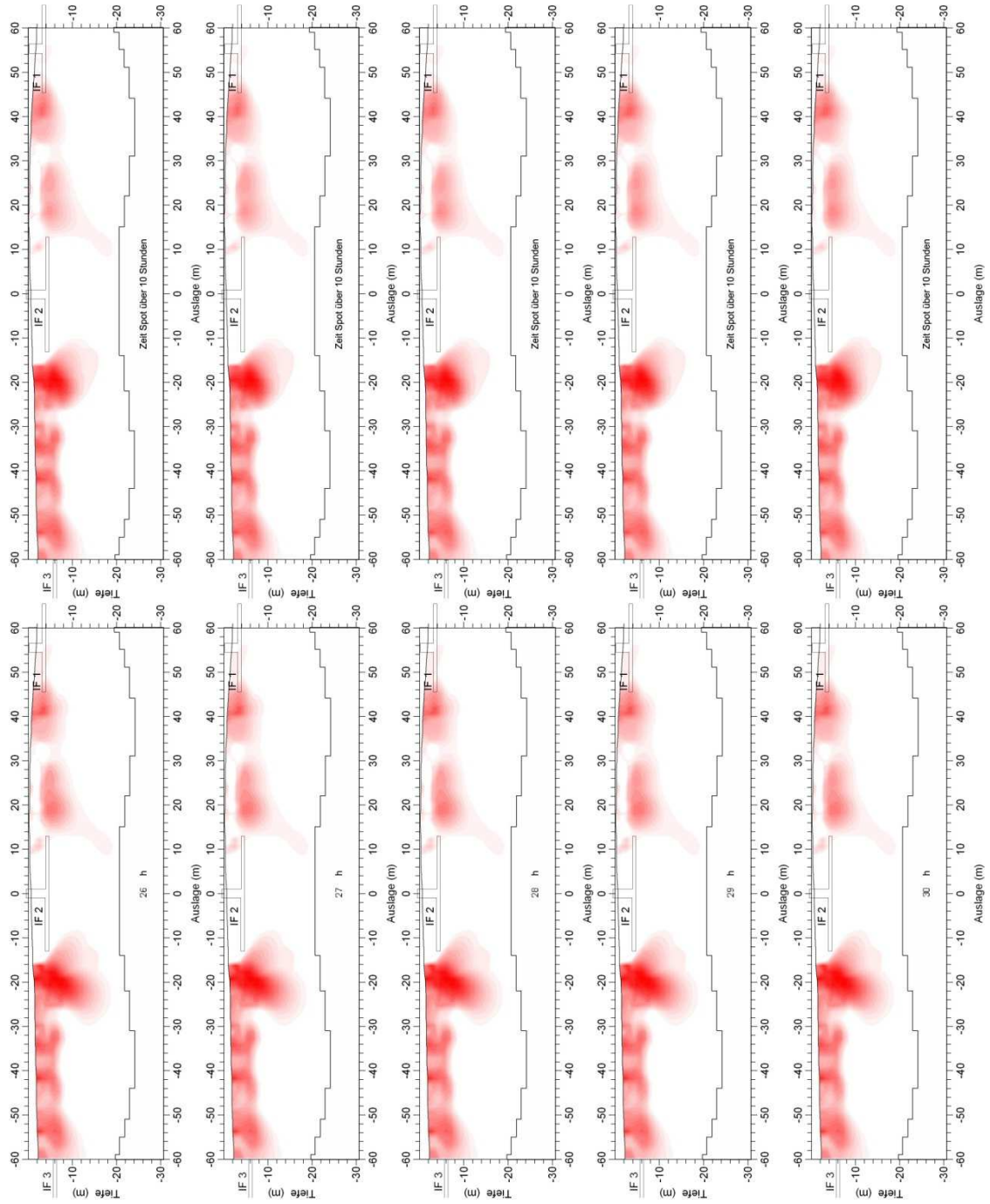


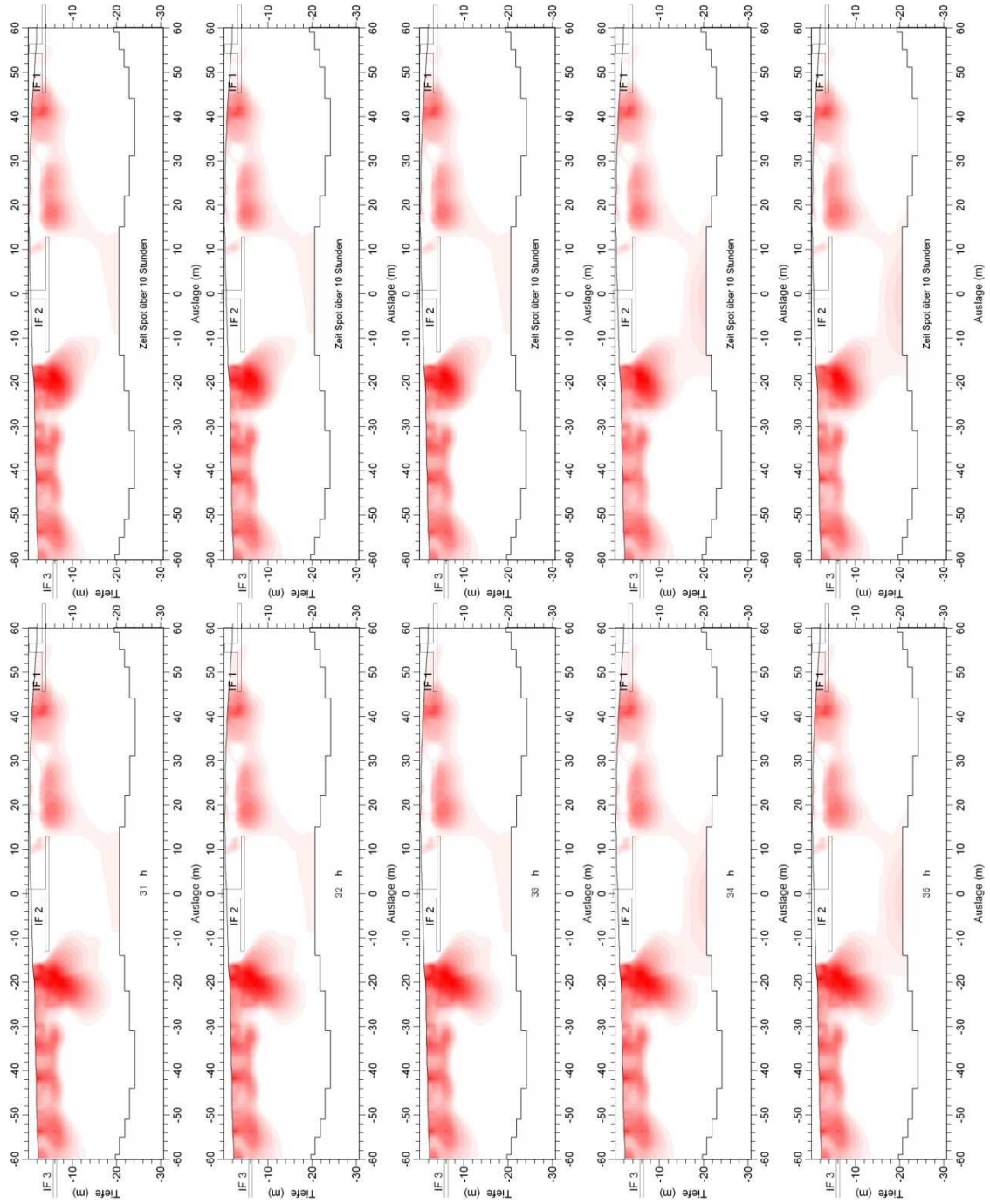


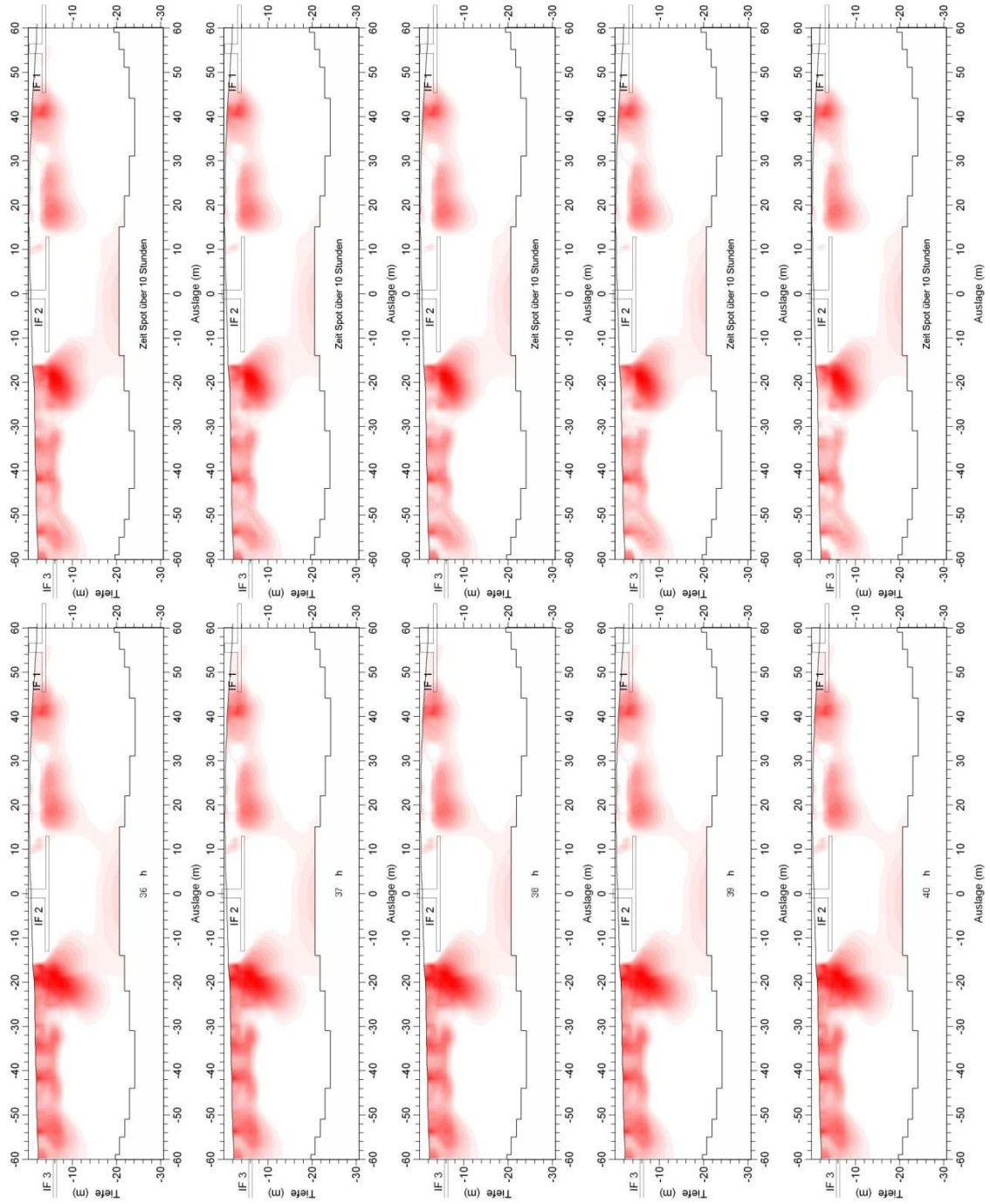


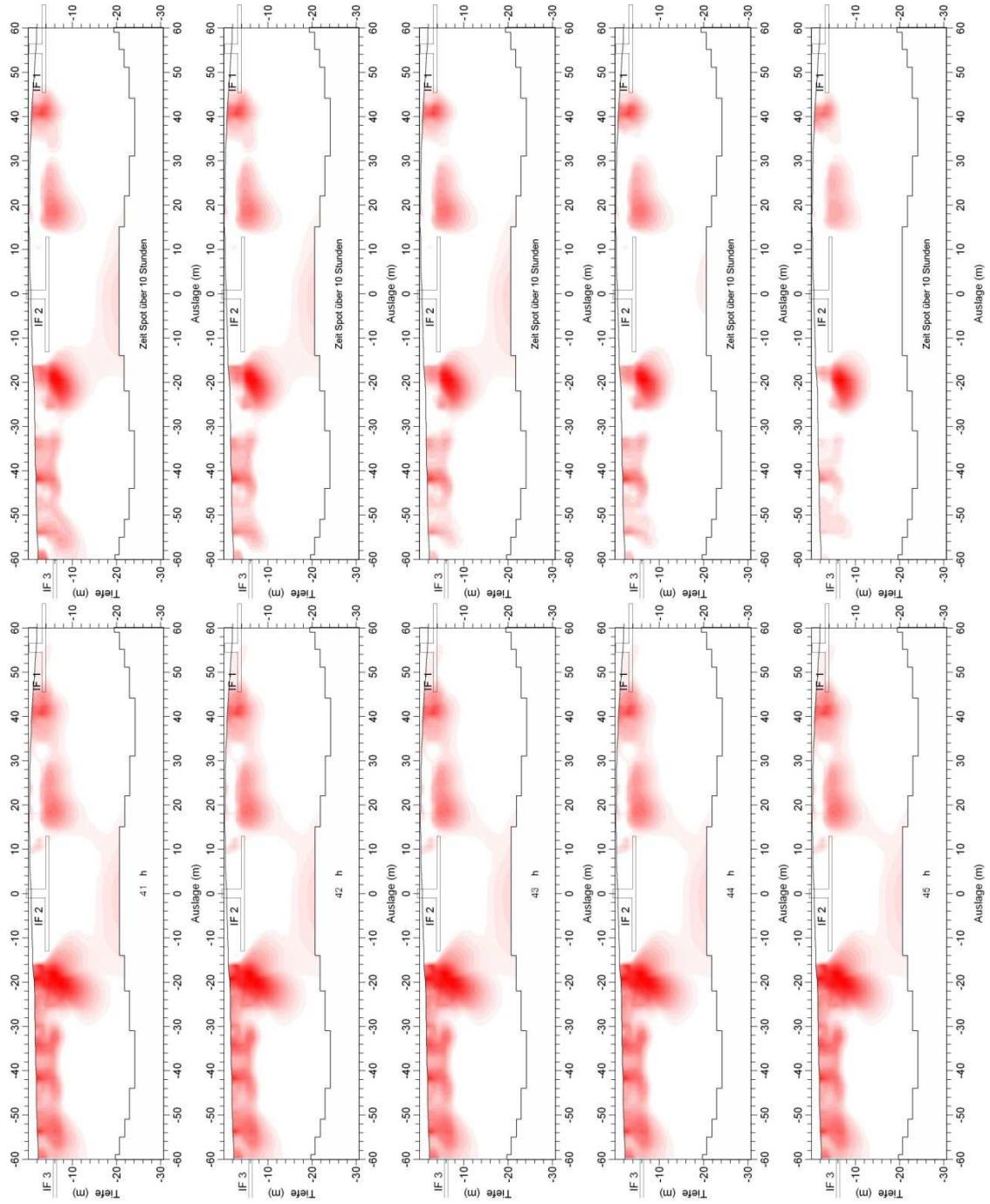




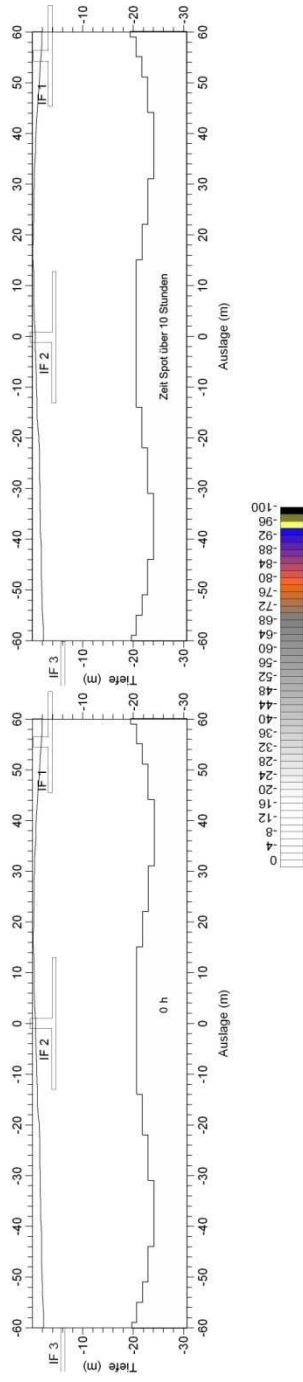


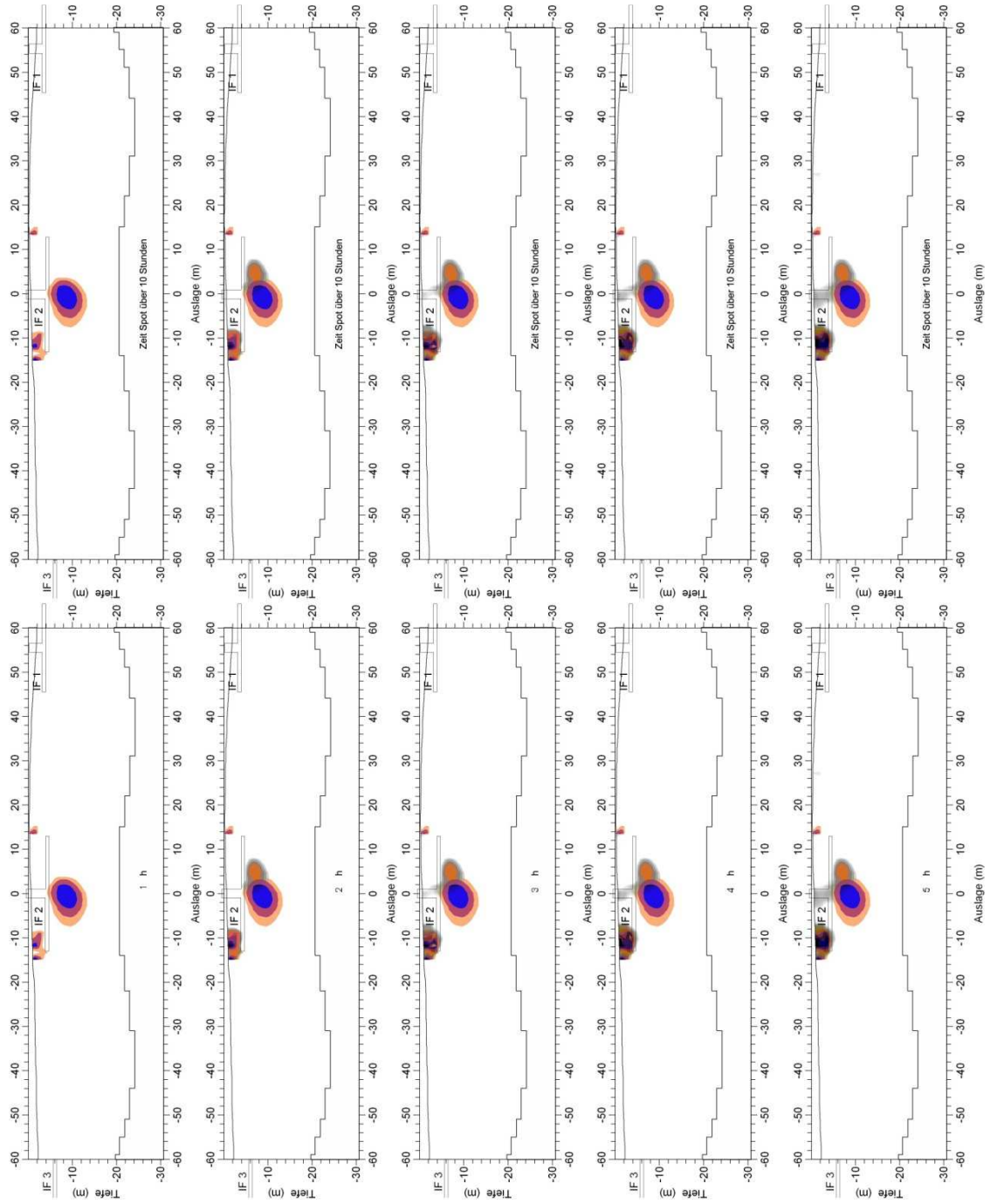


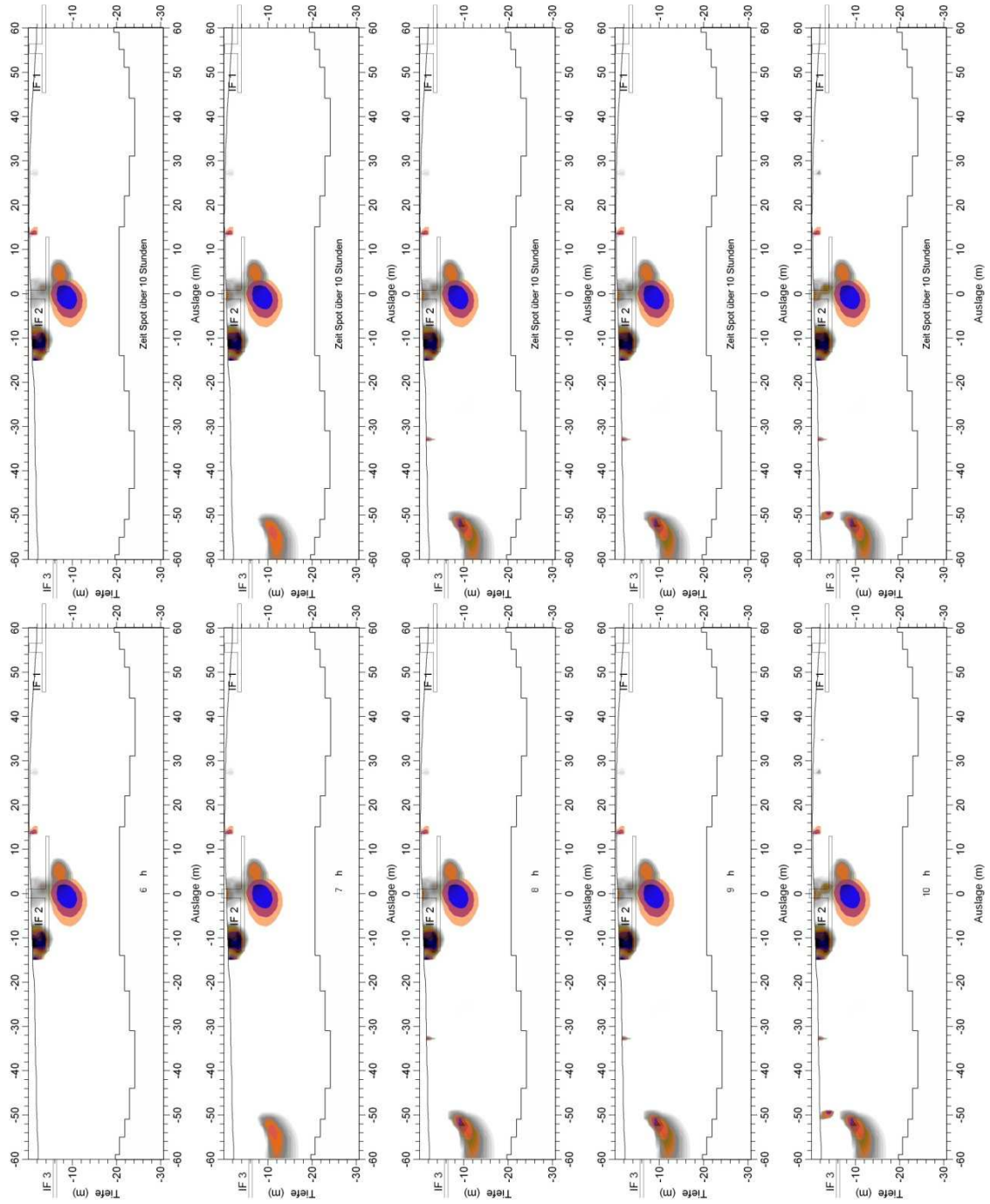


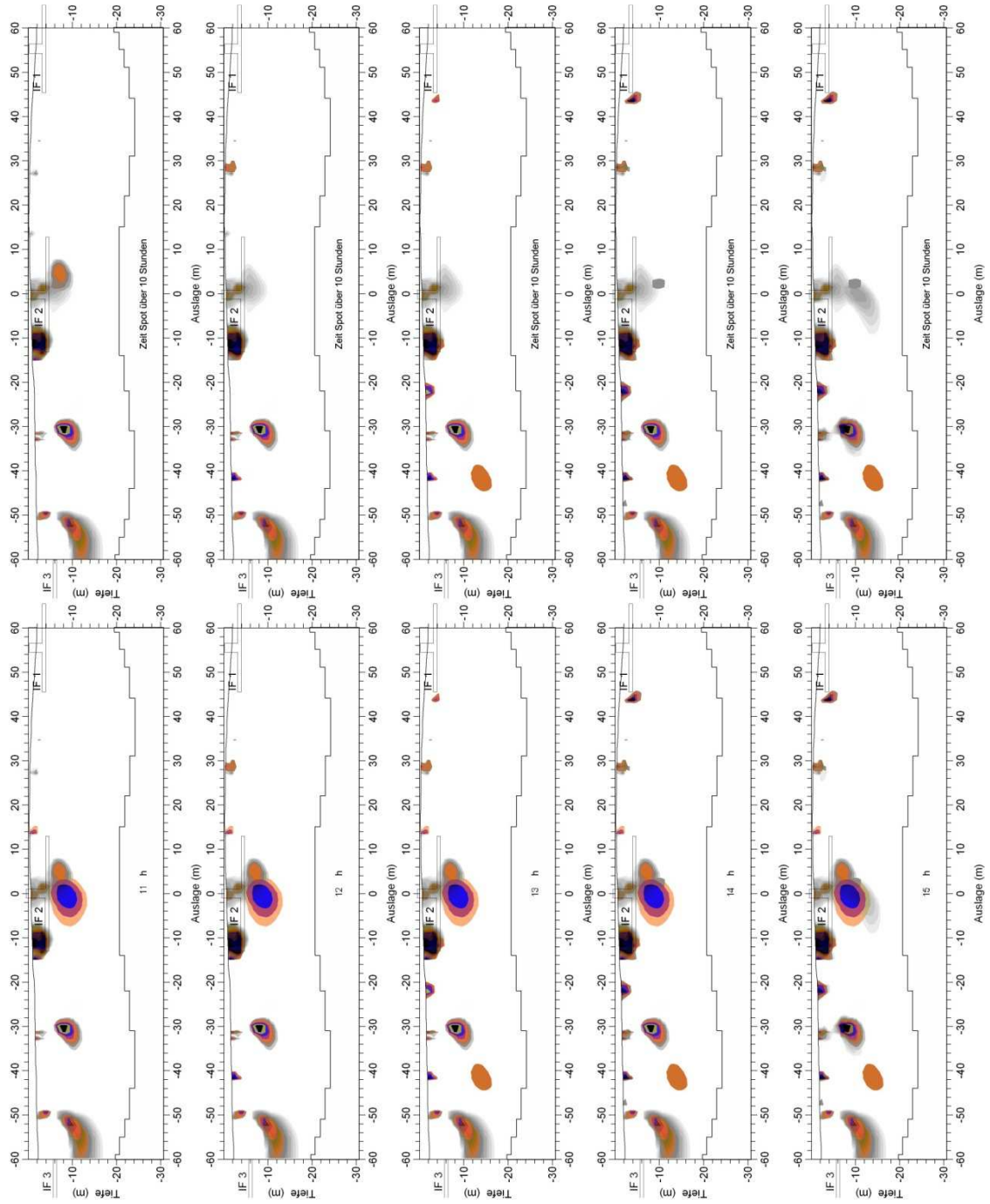


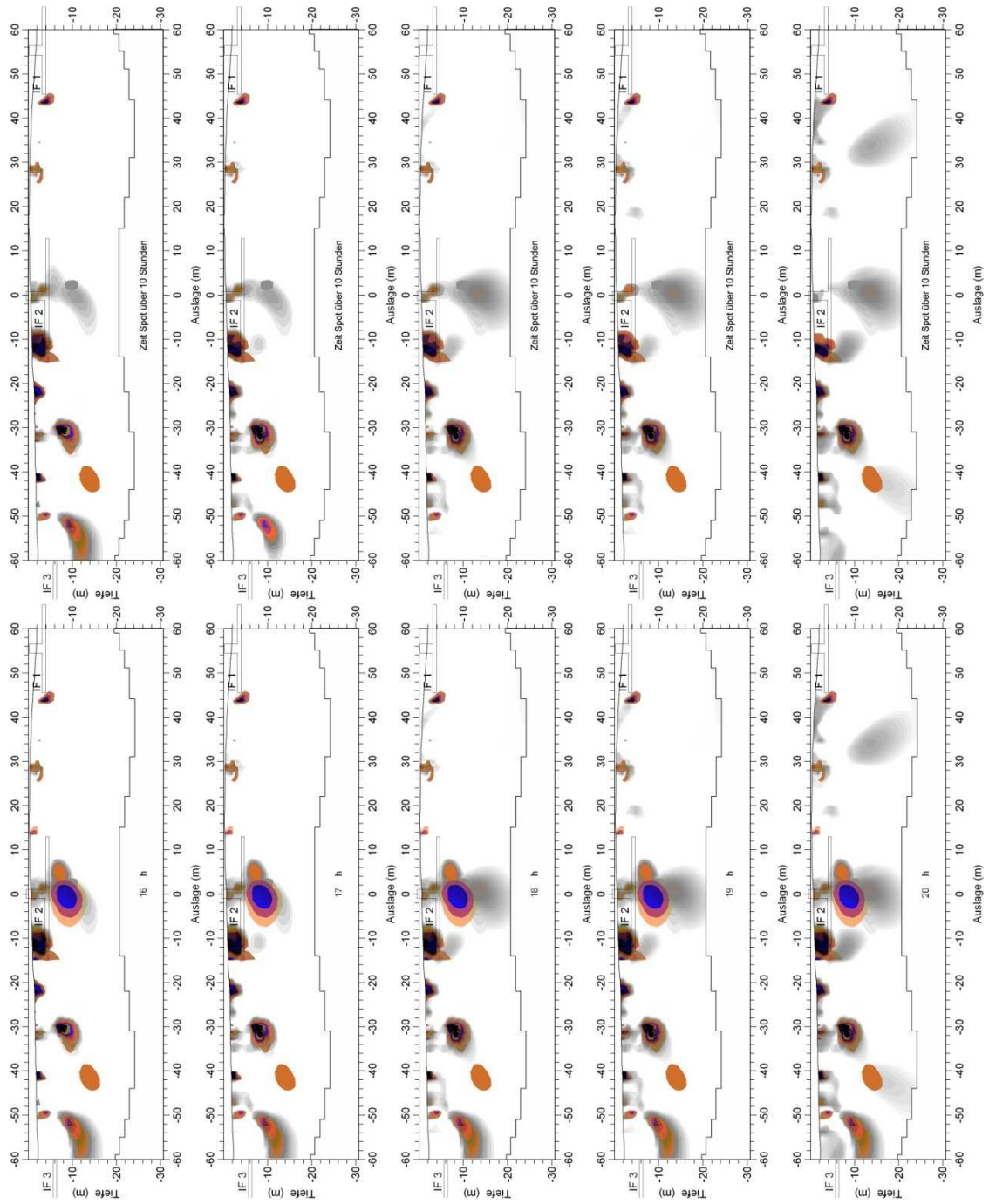
Messung 05

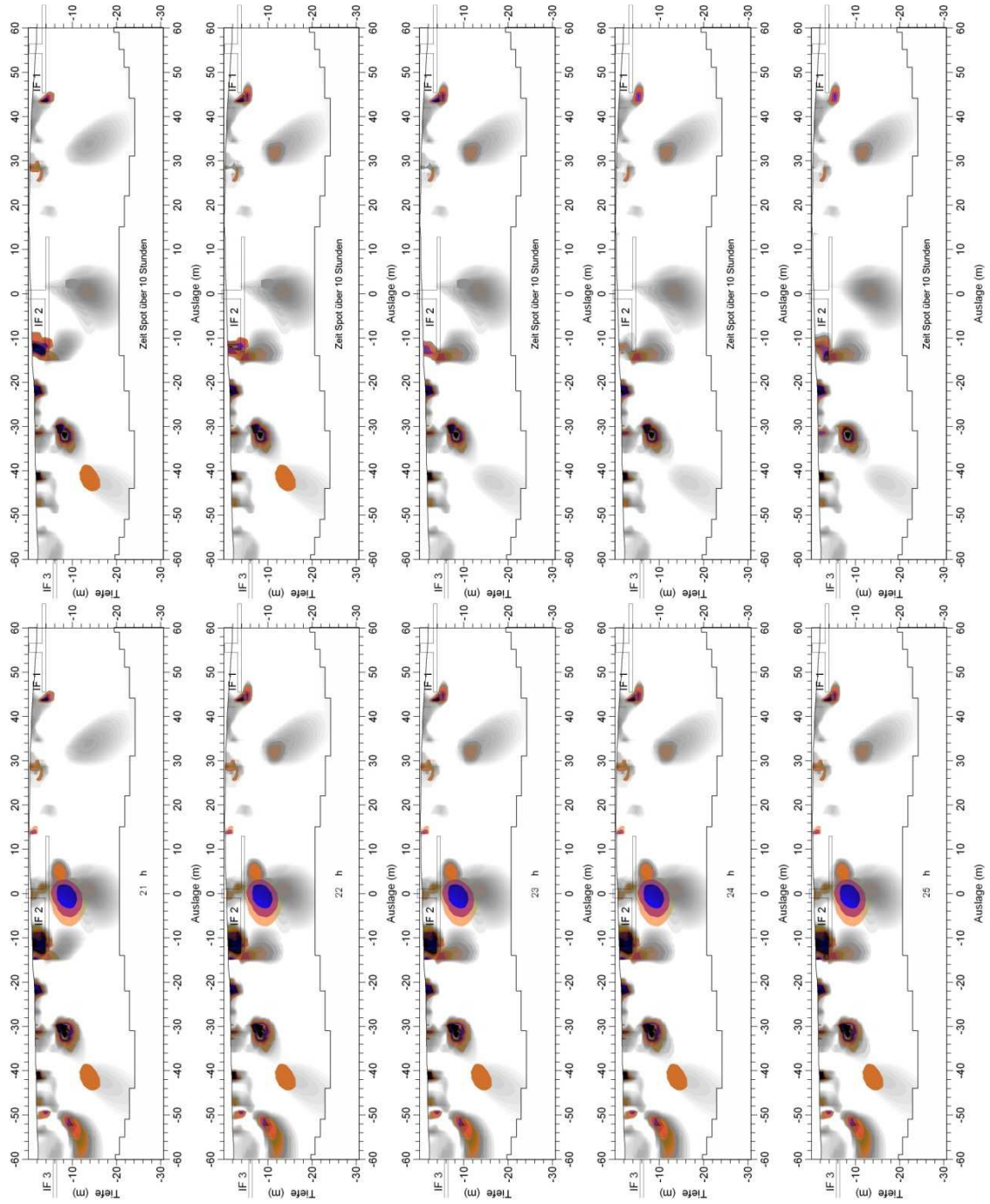


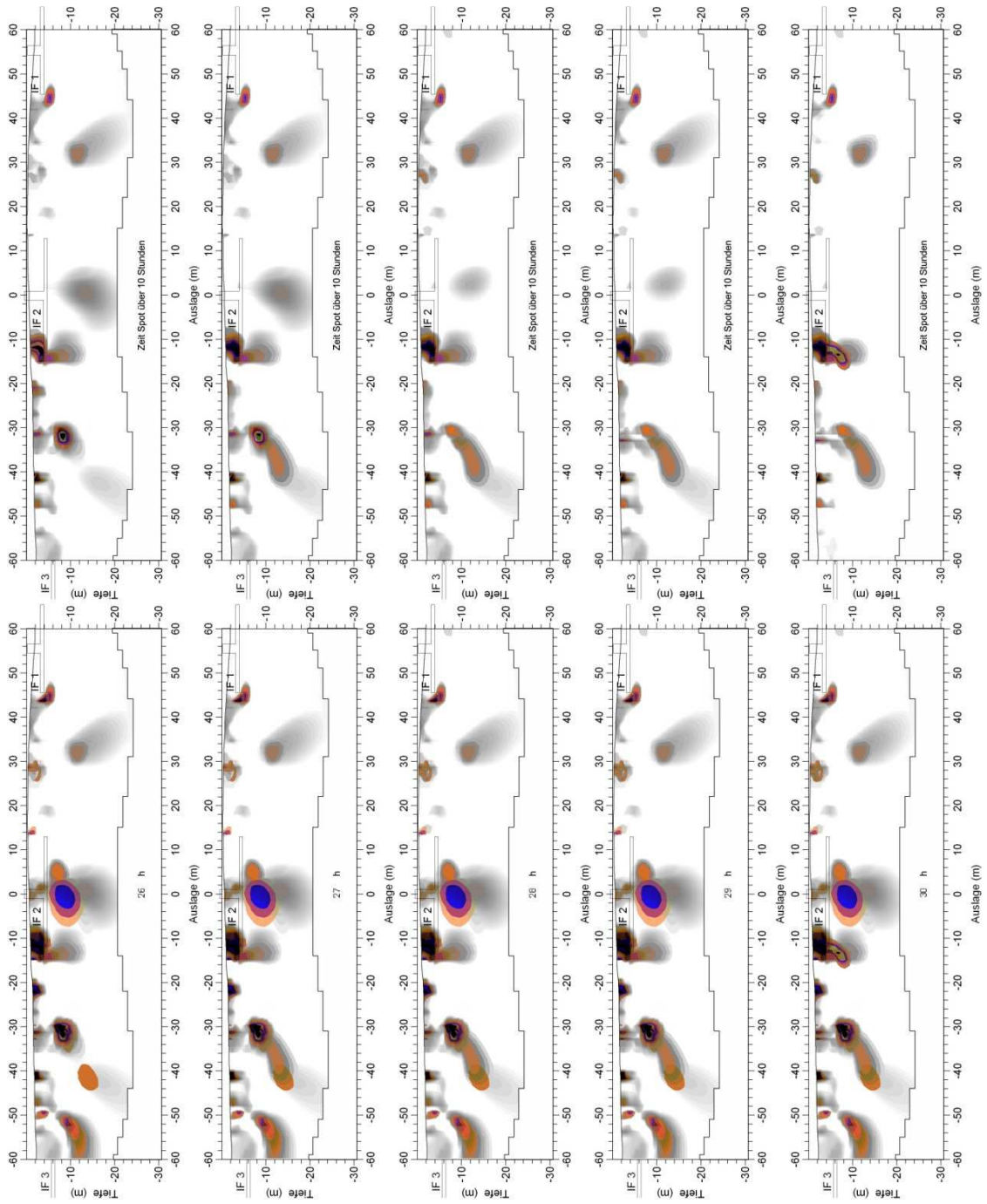


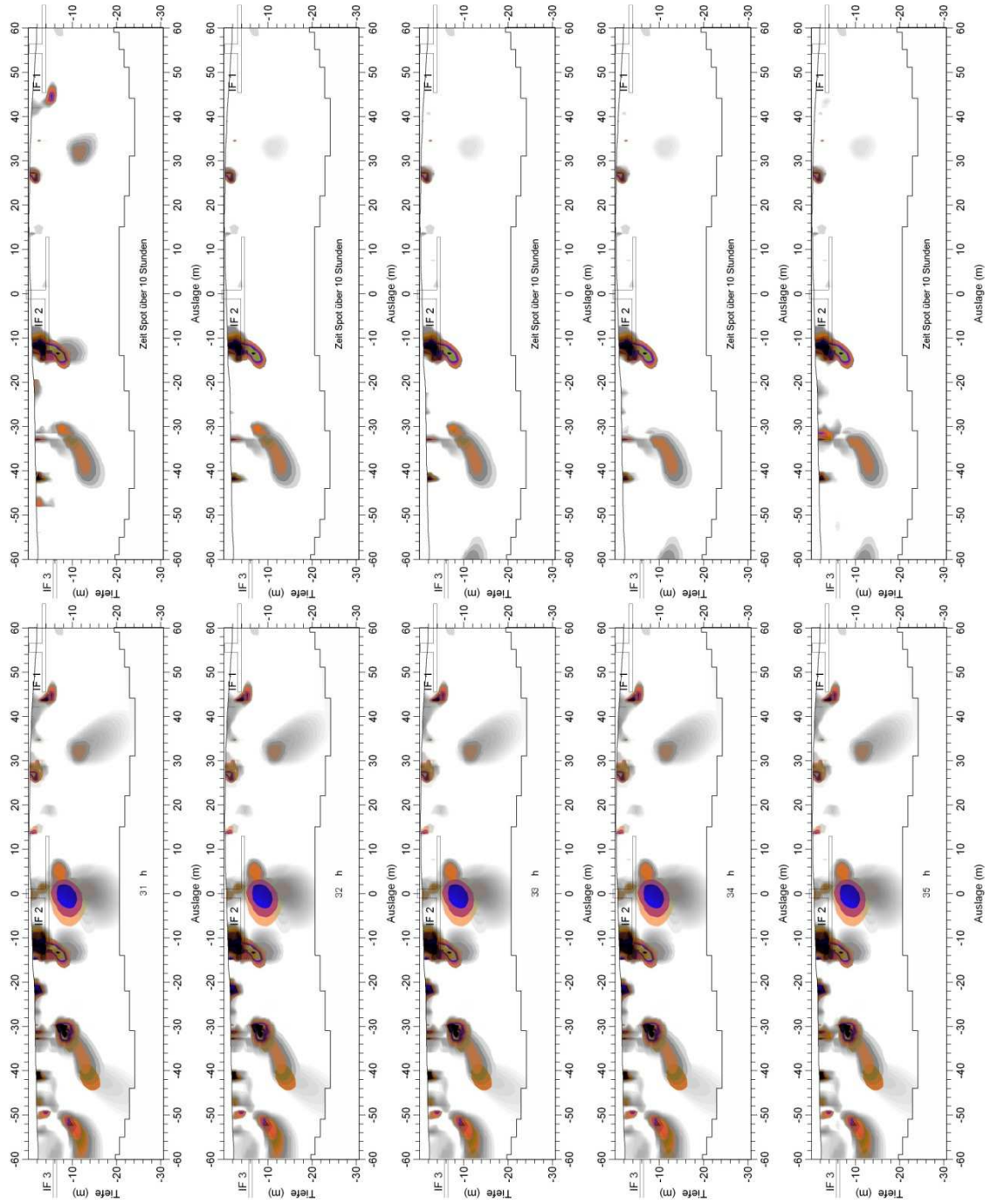


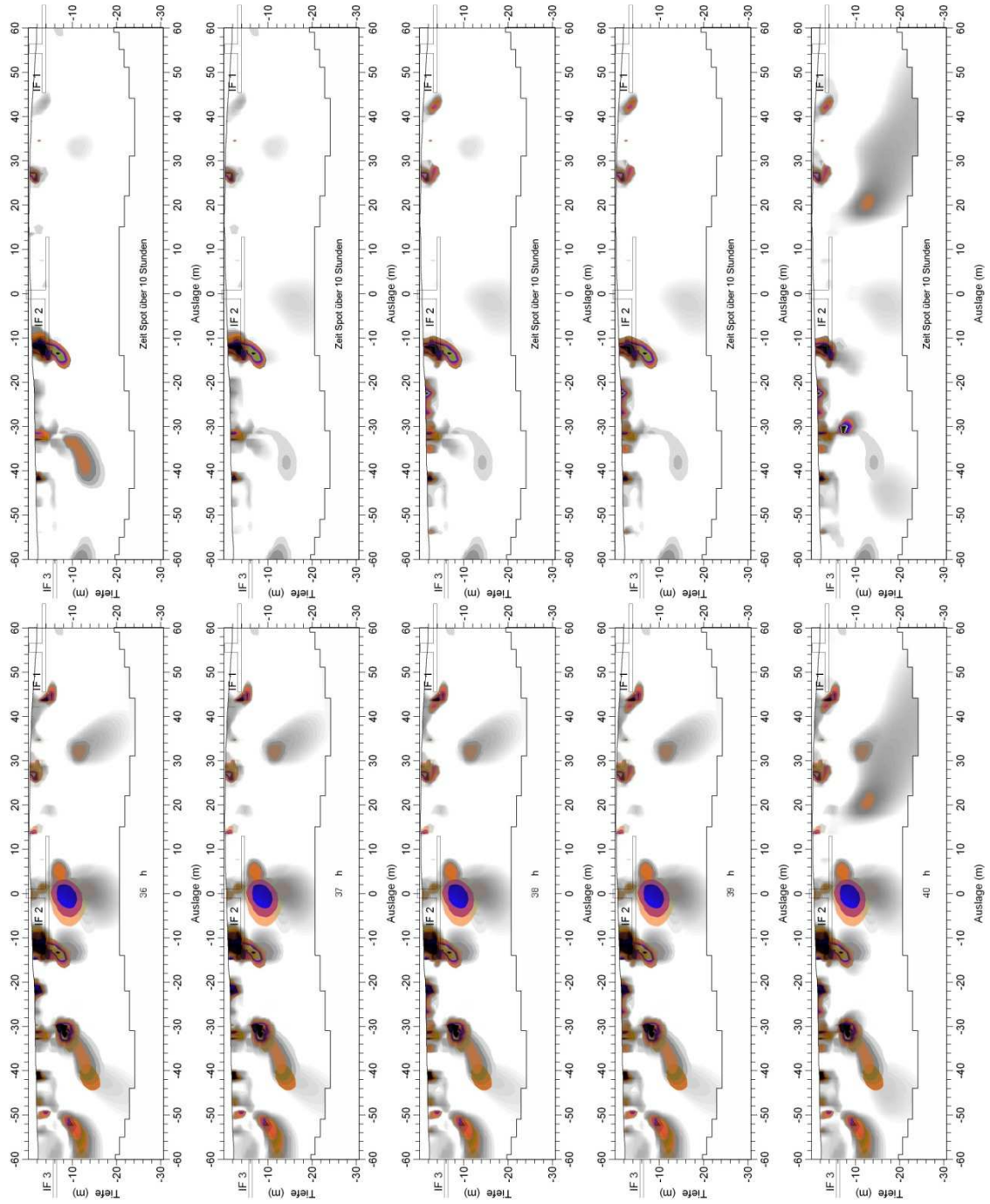


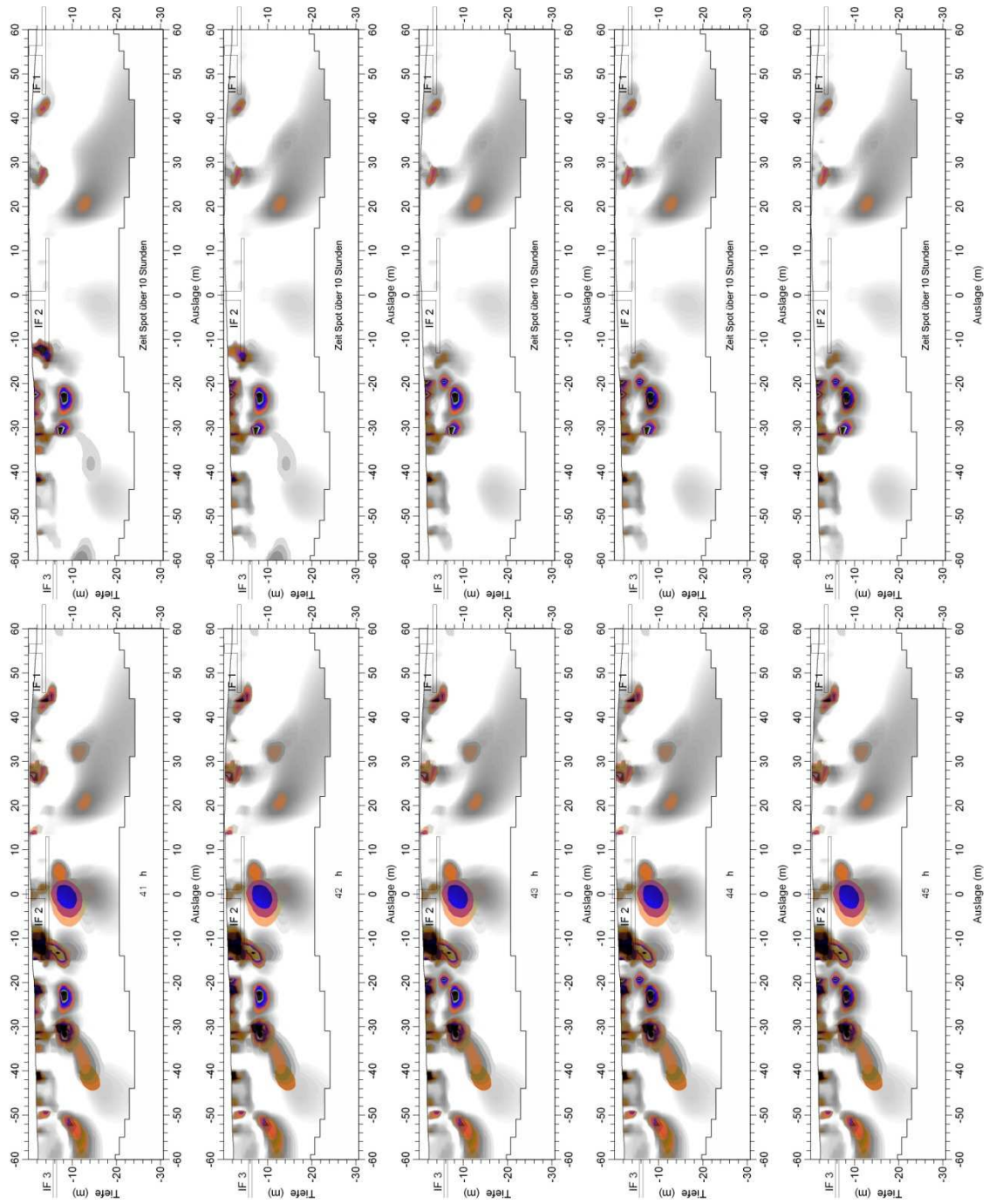


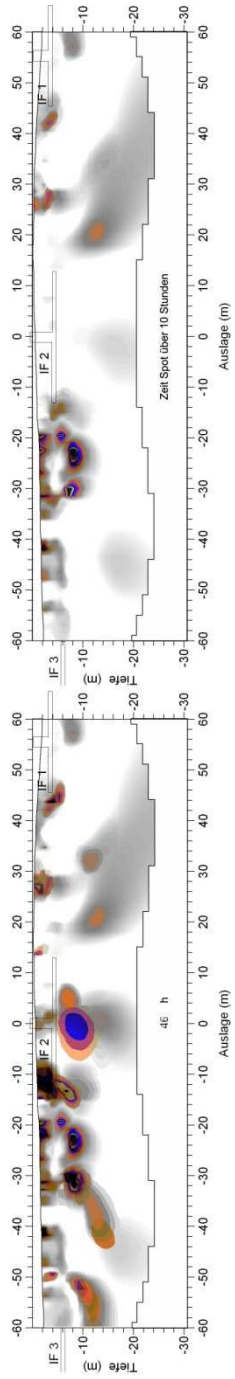




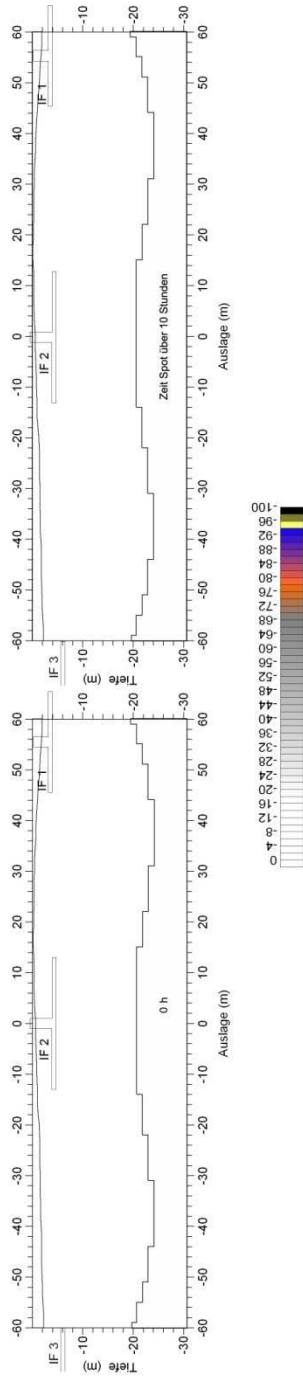


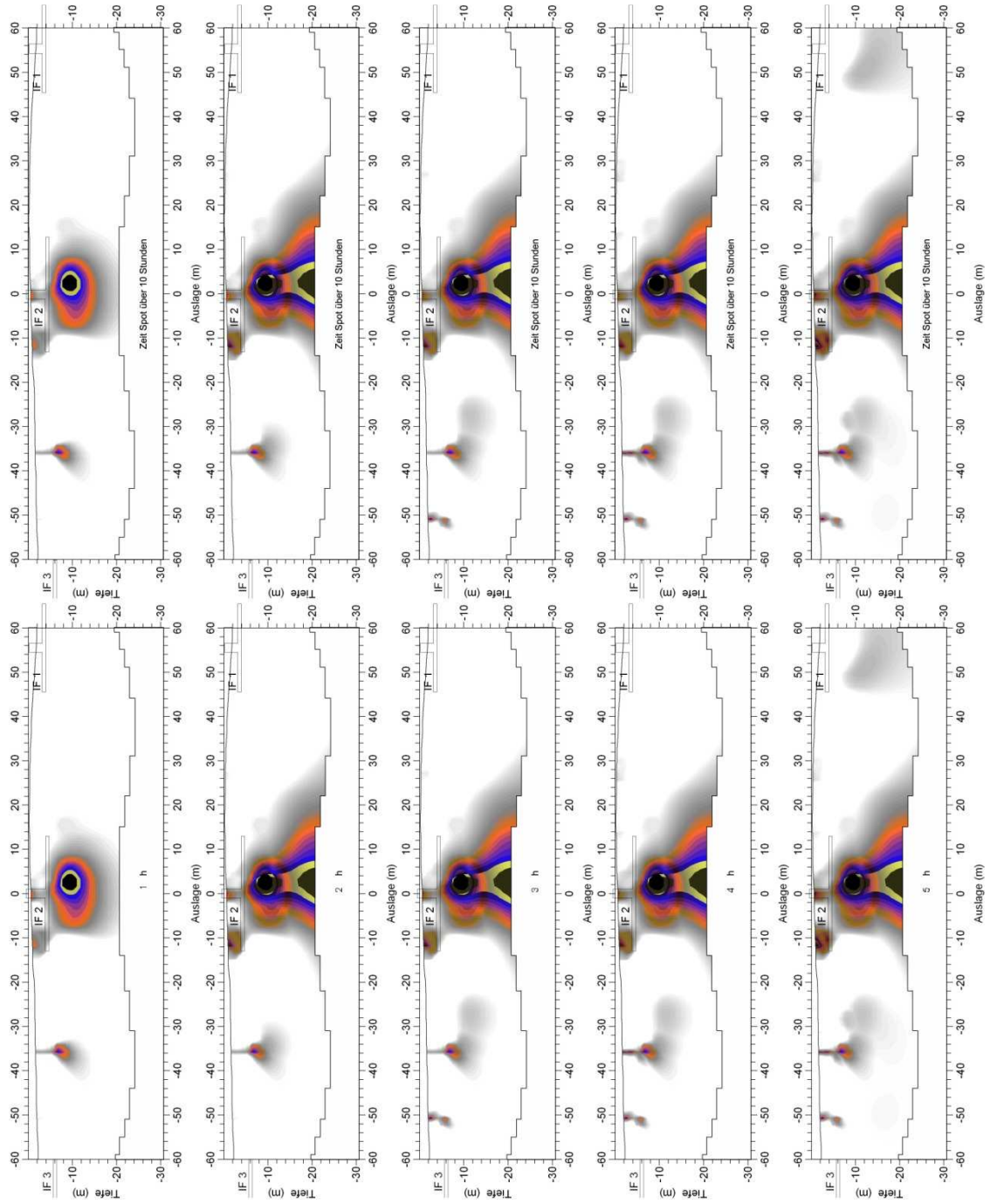


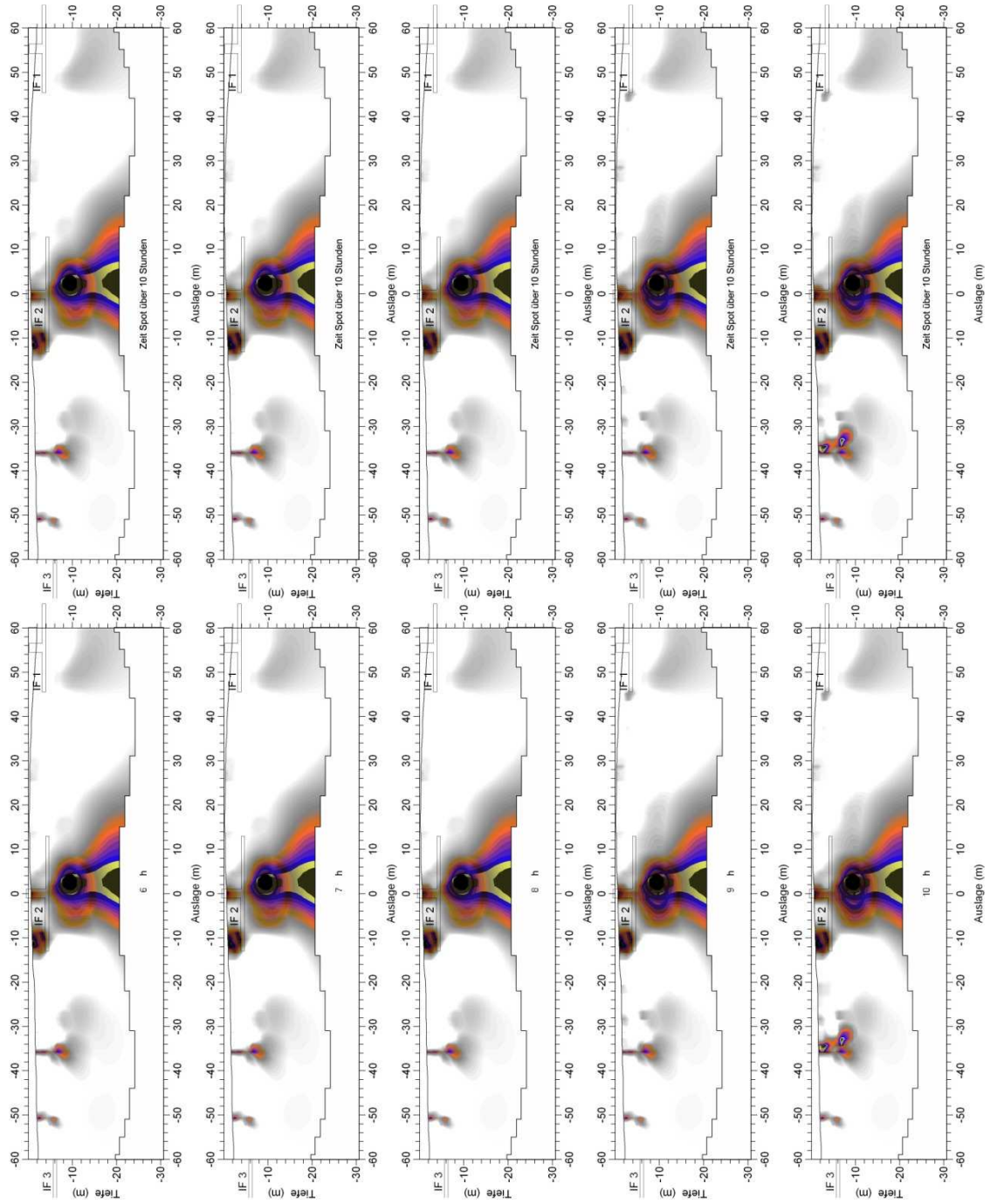


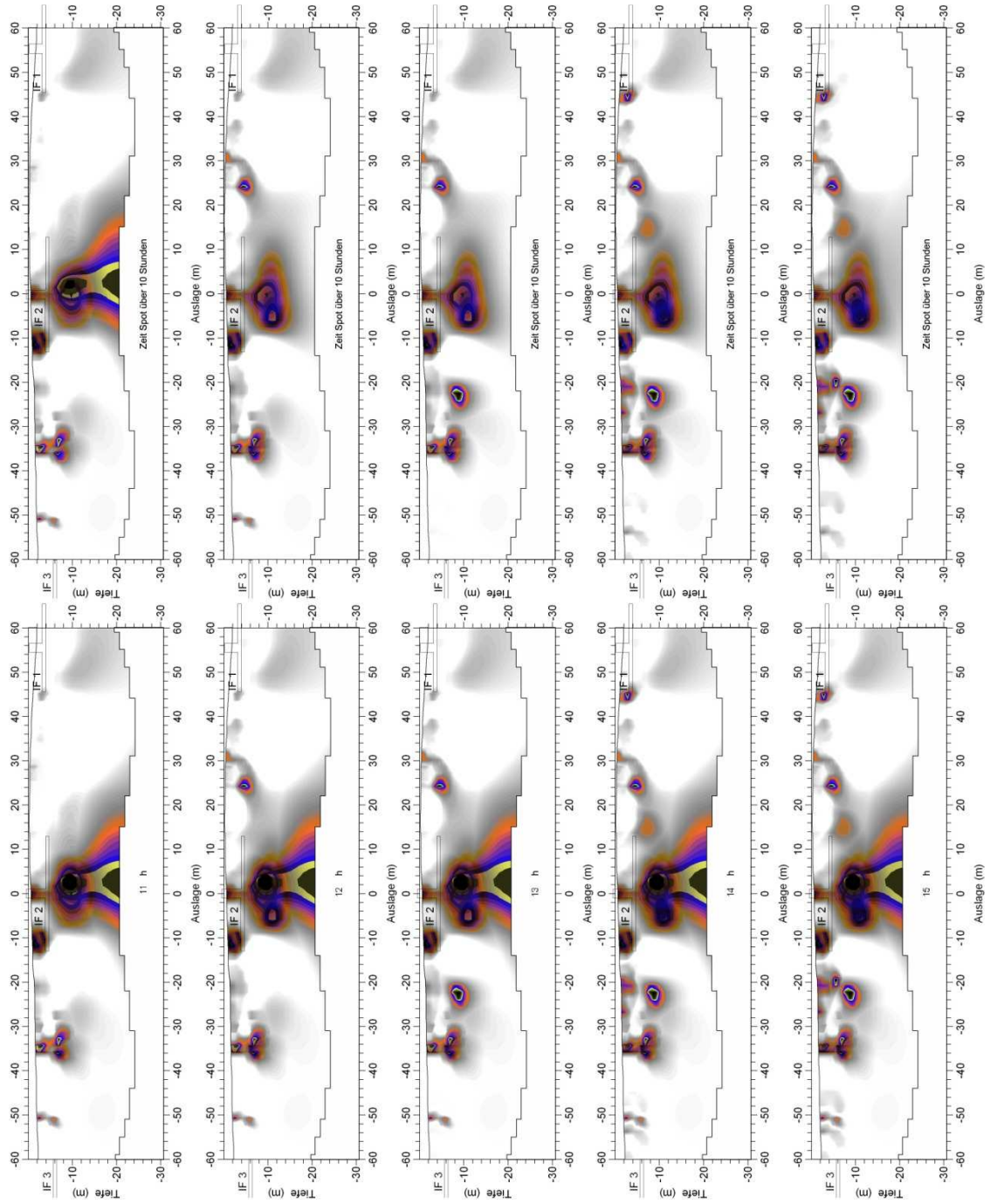


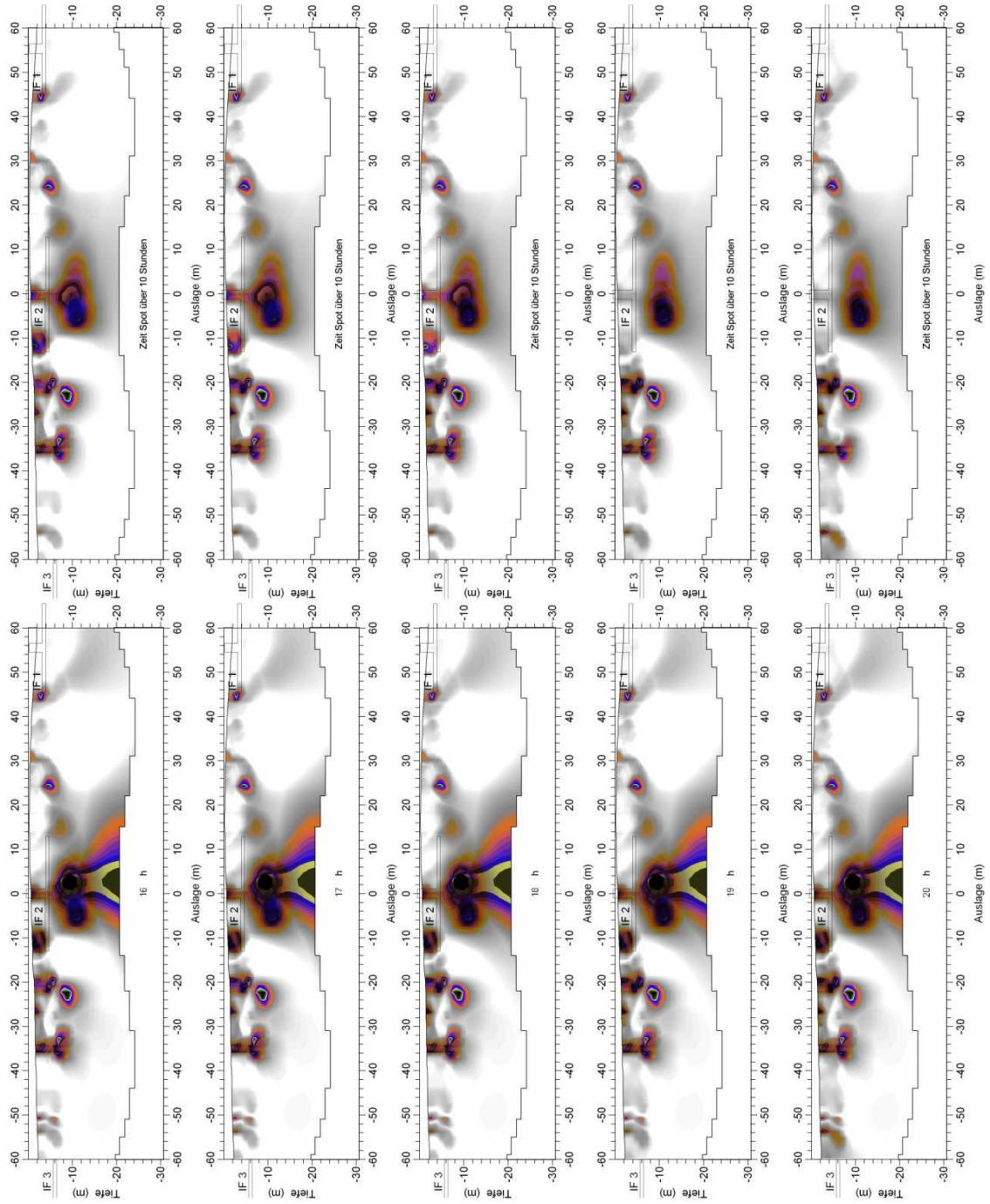
Messung 06

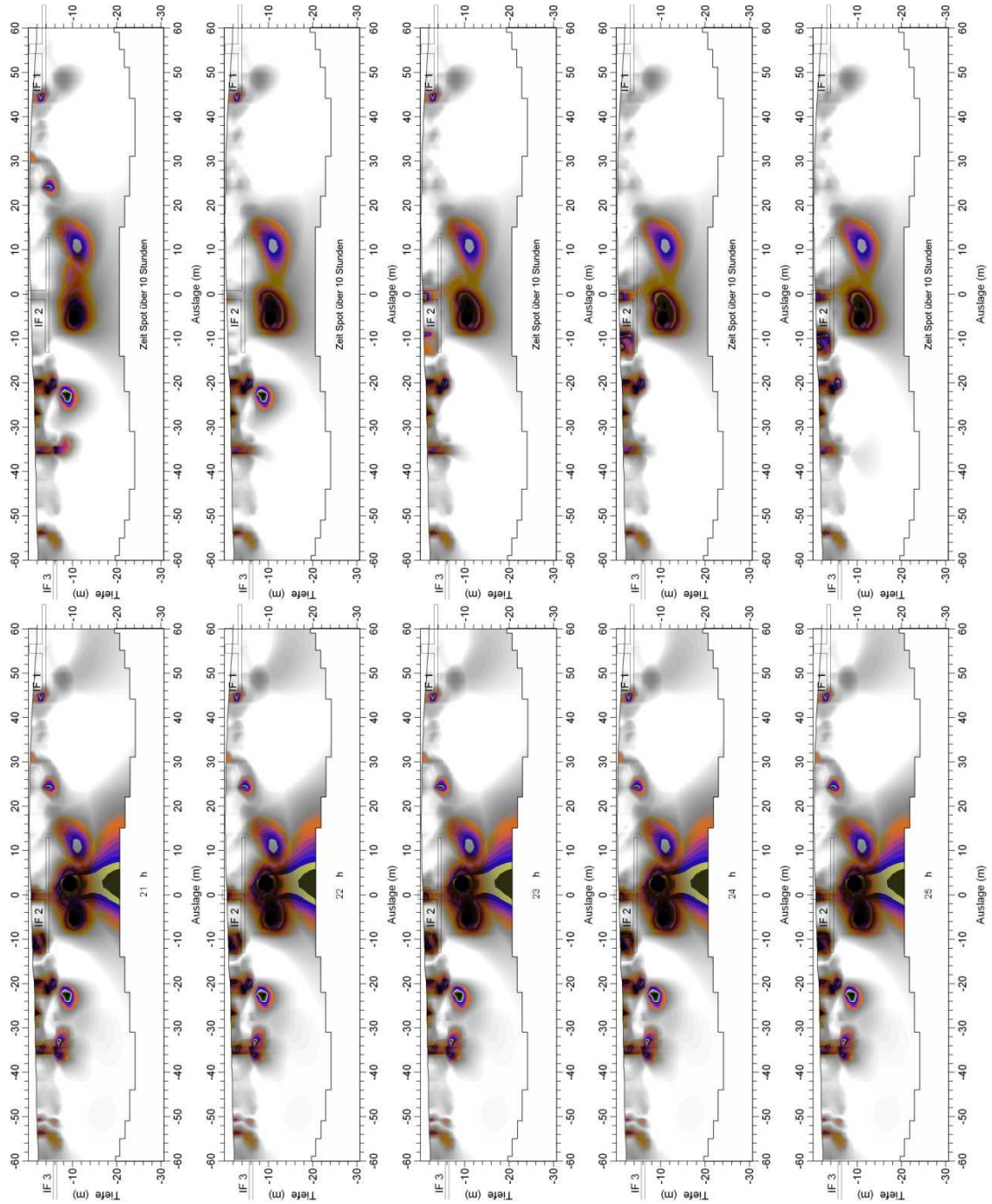


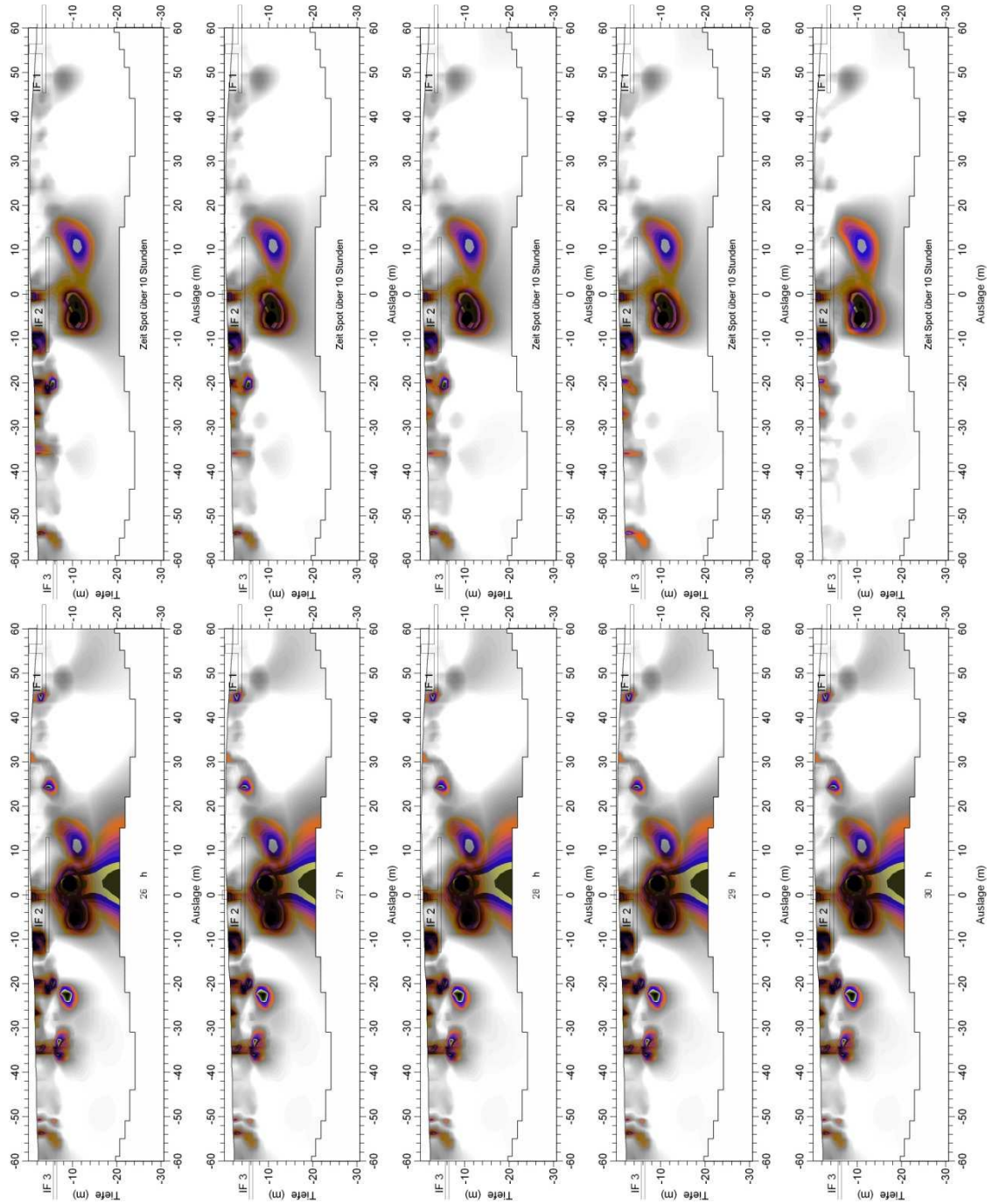


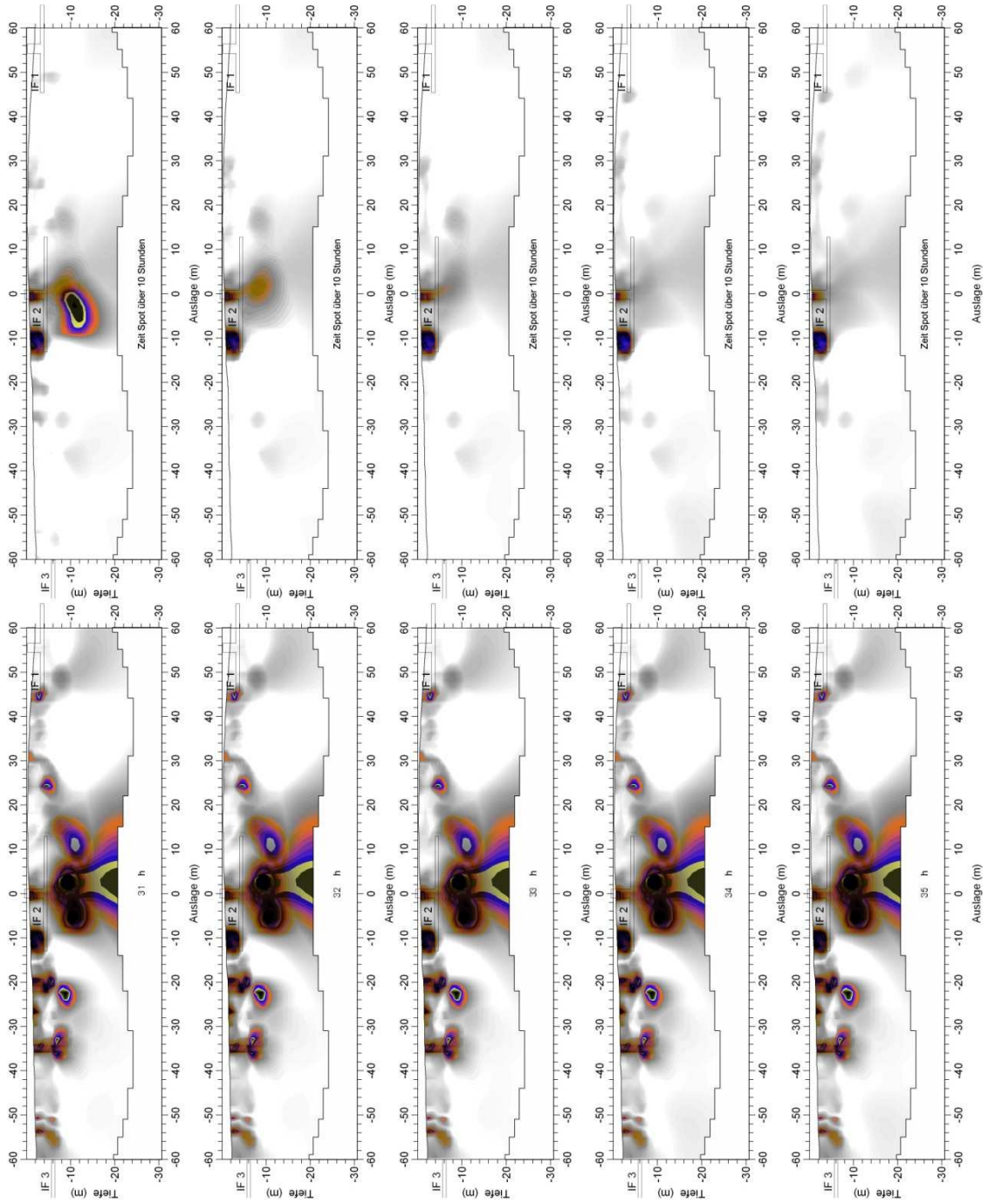


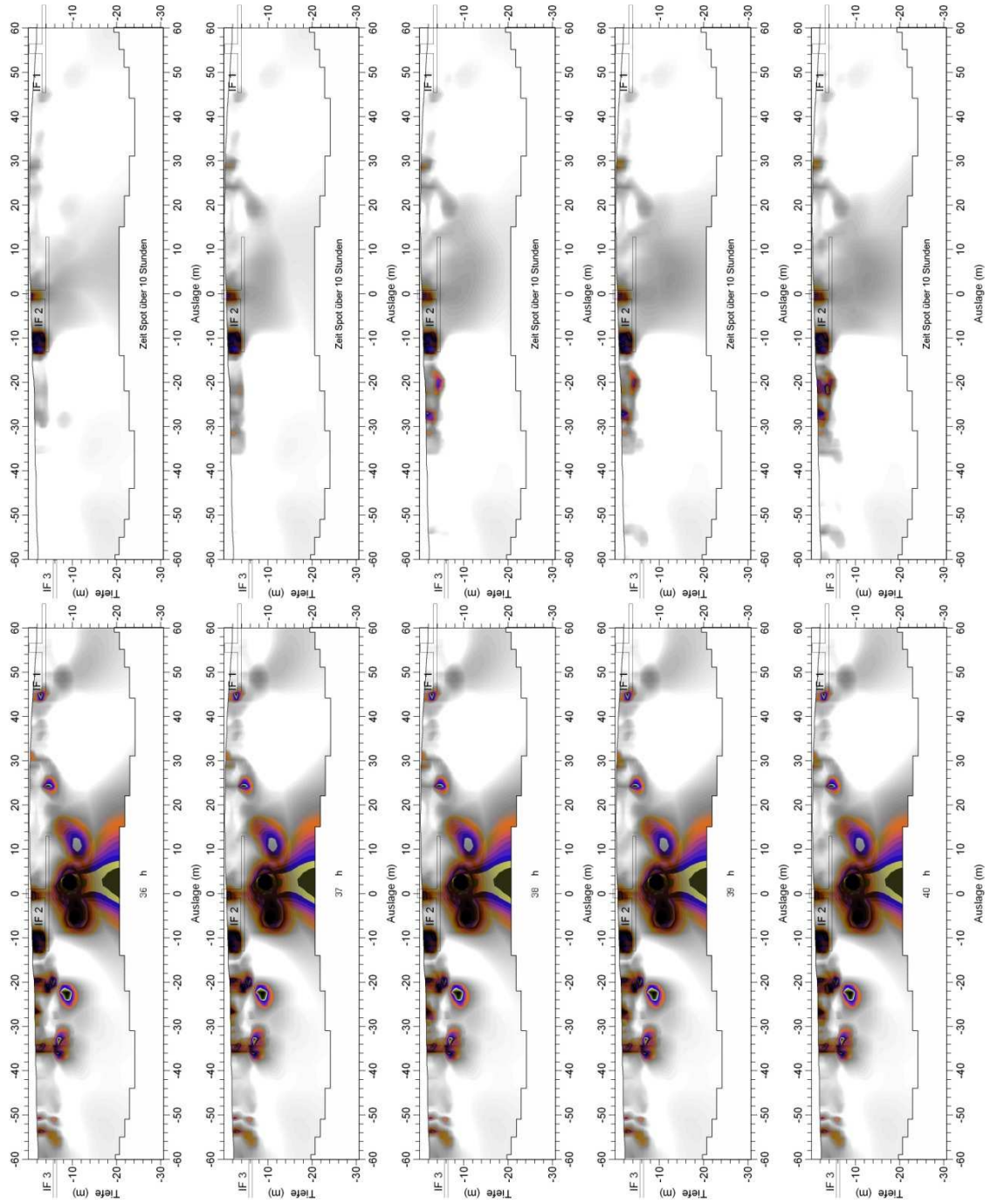


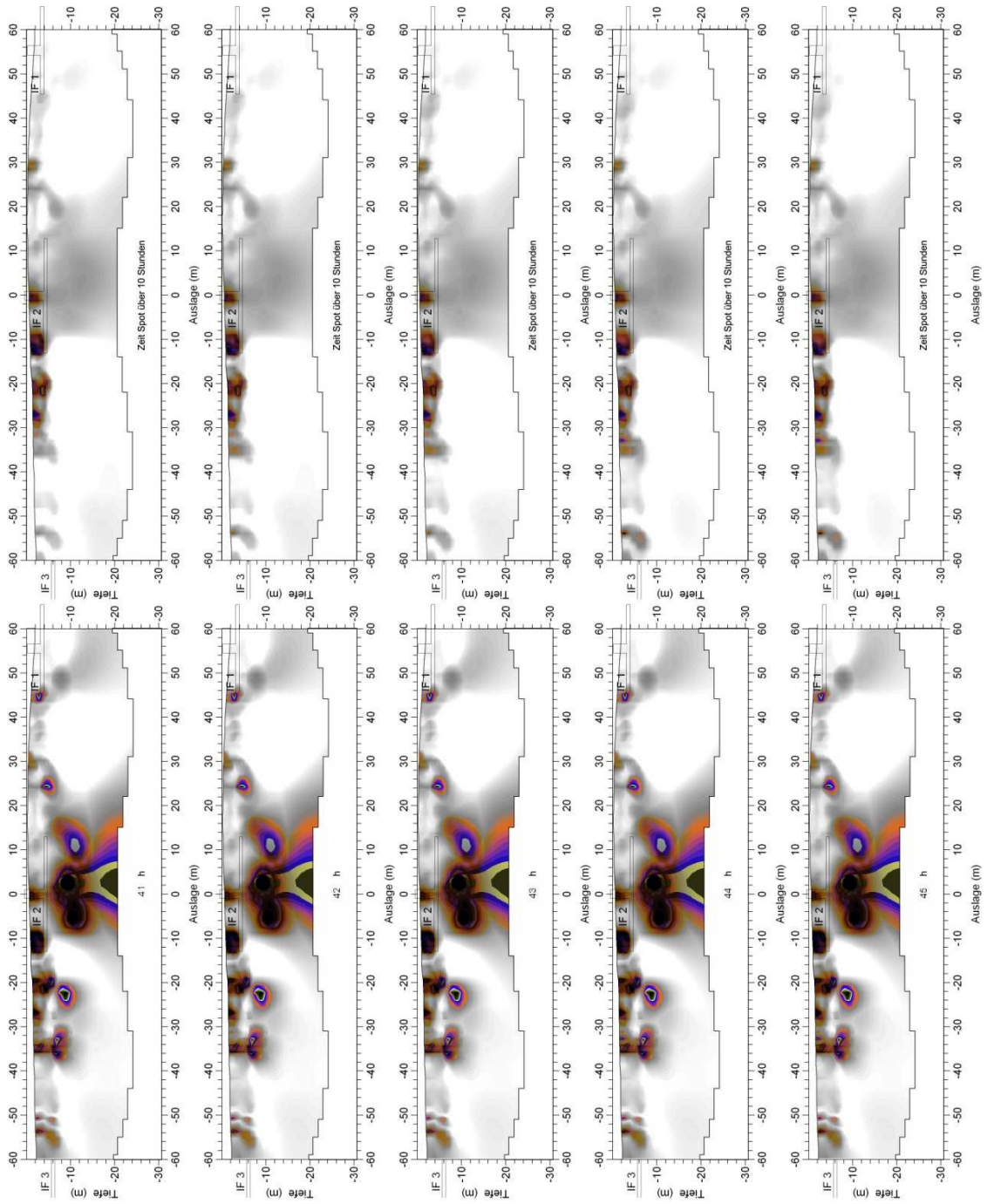




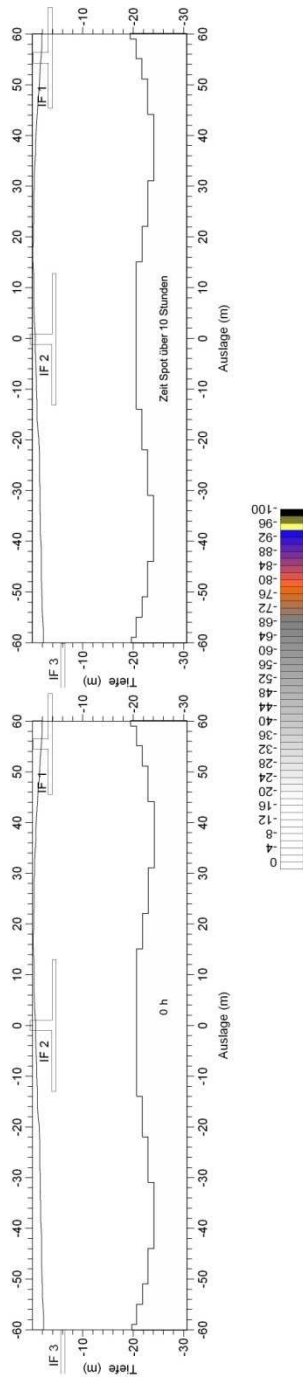


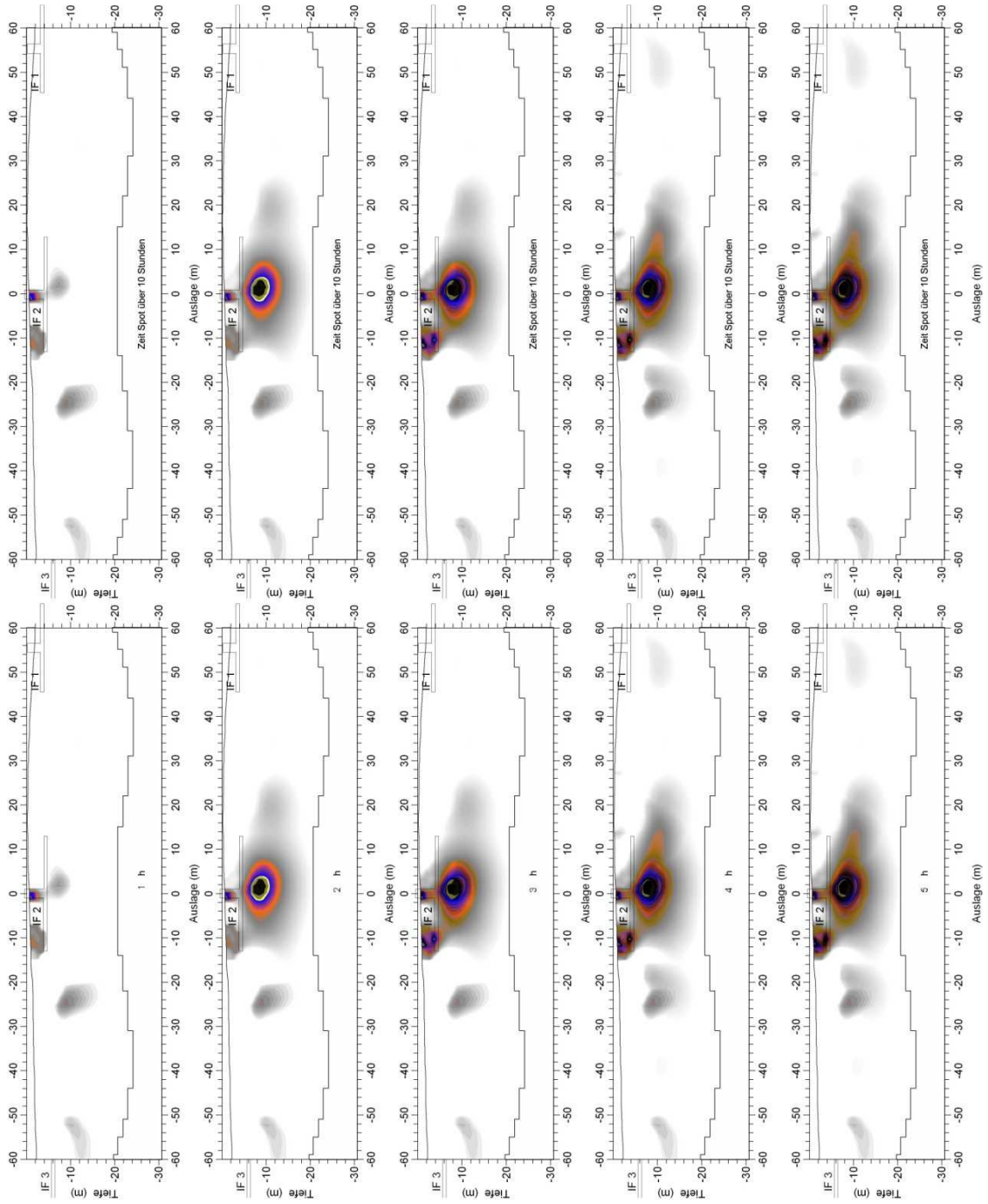


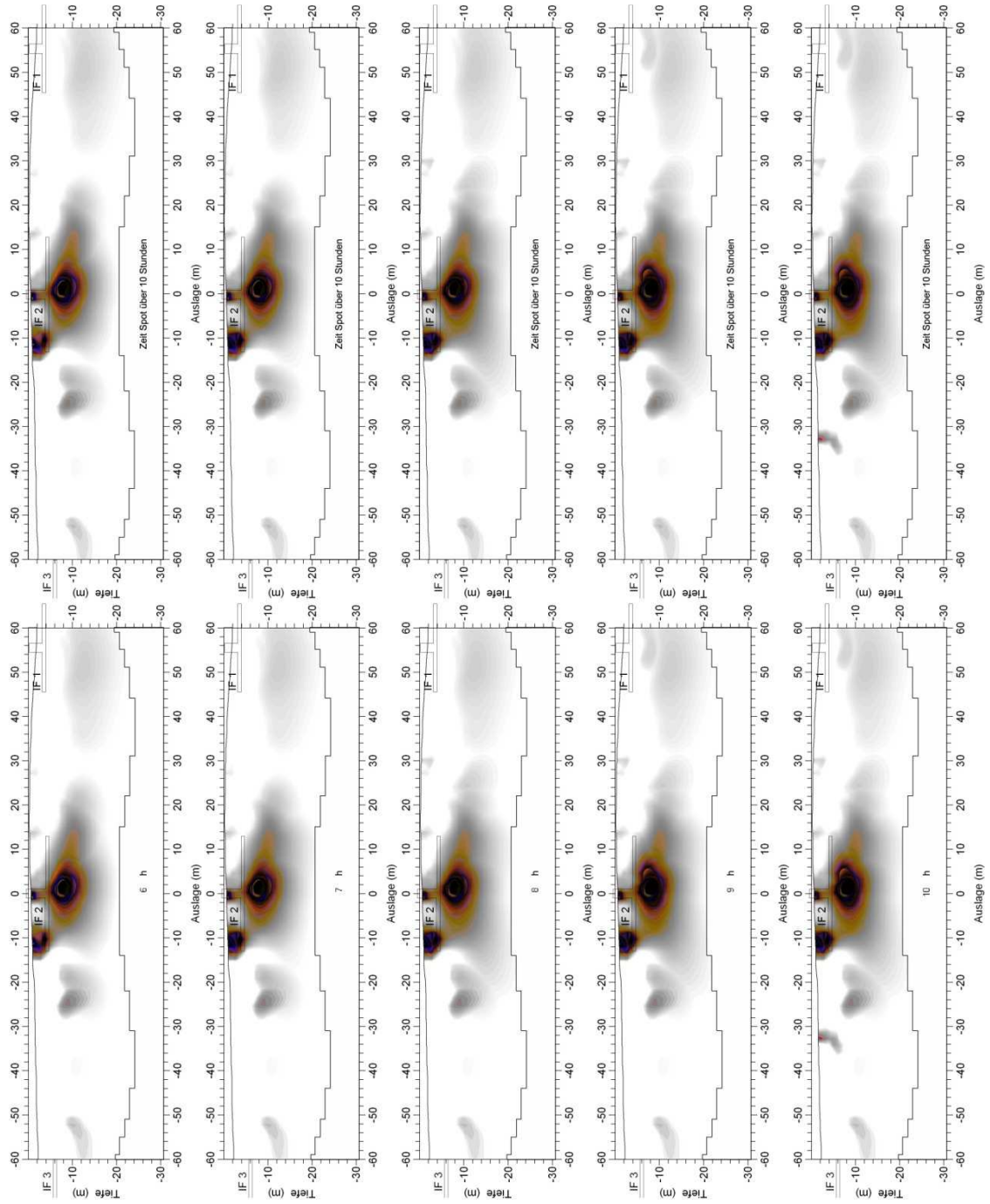


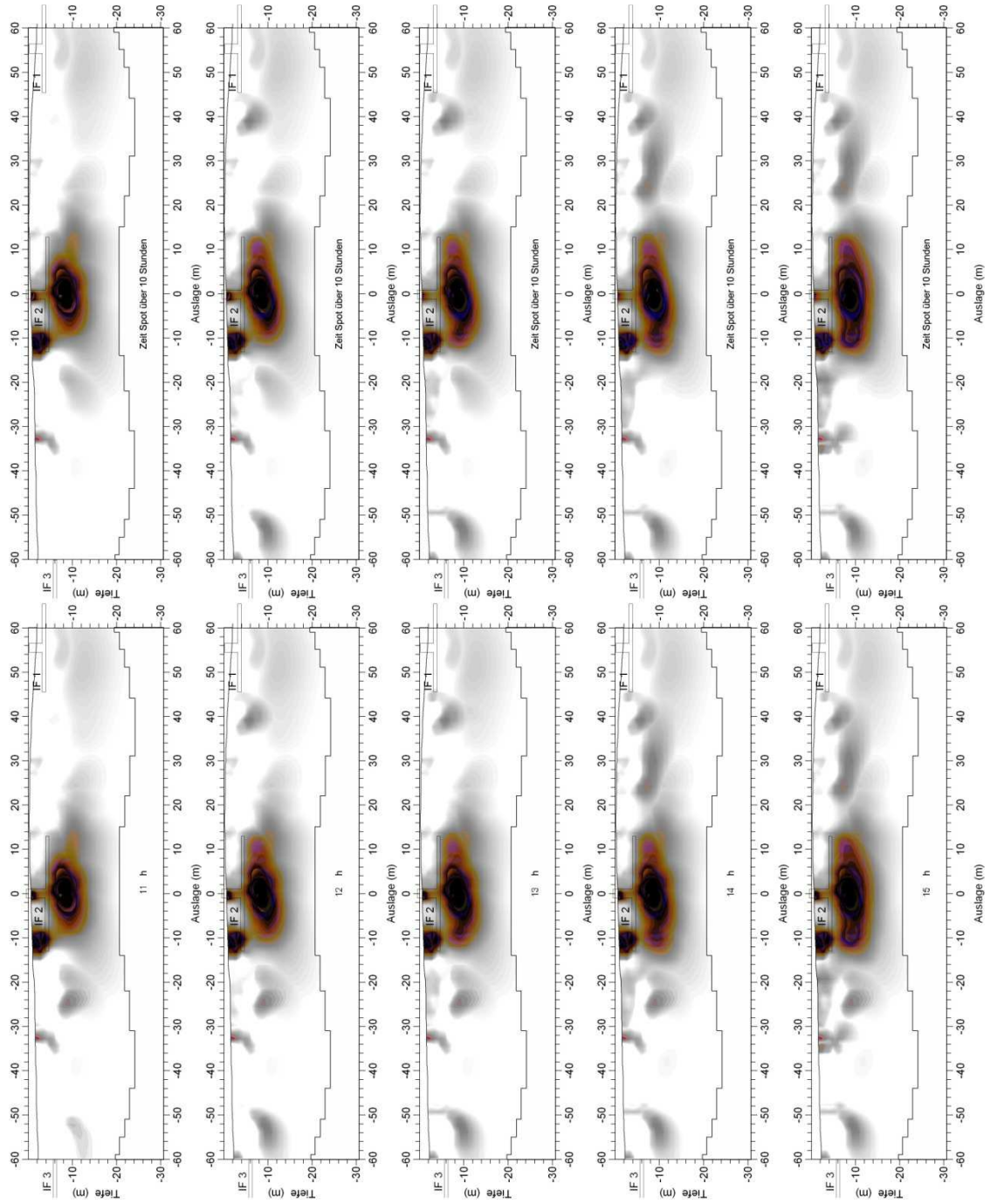


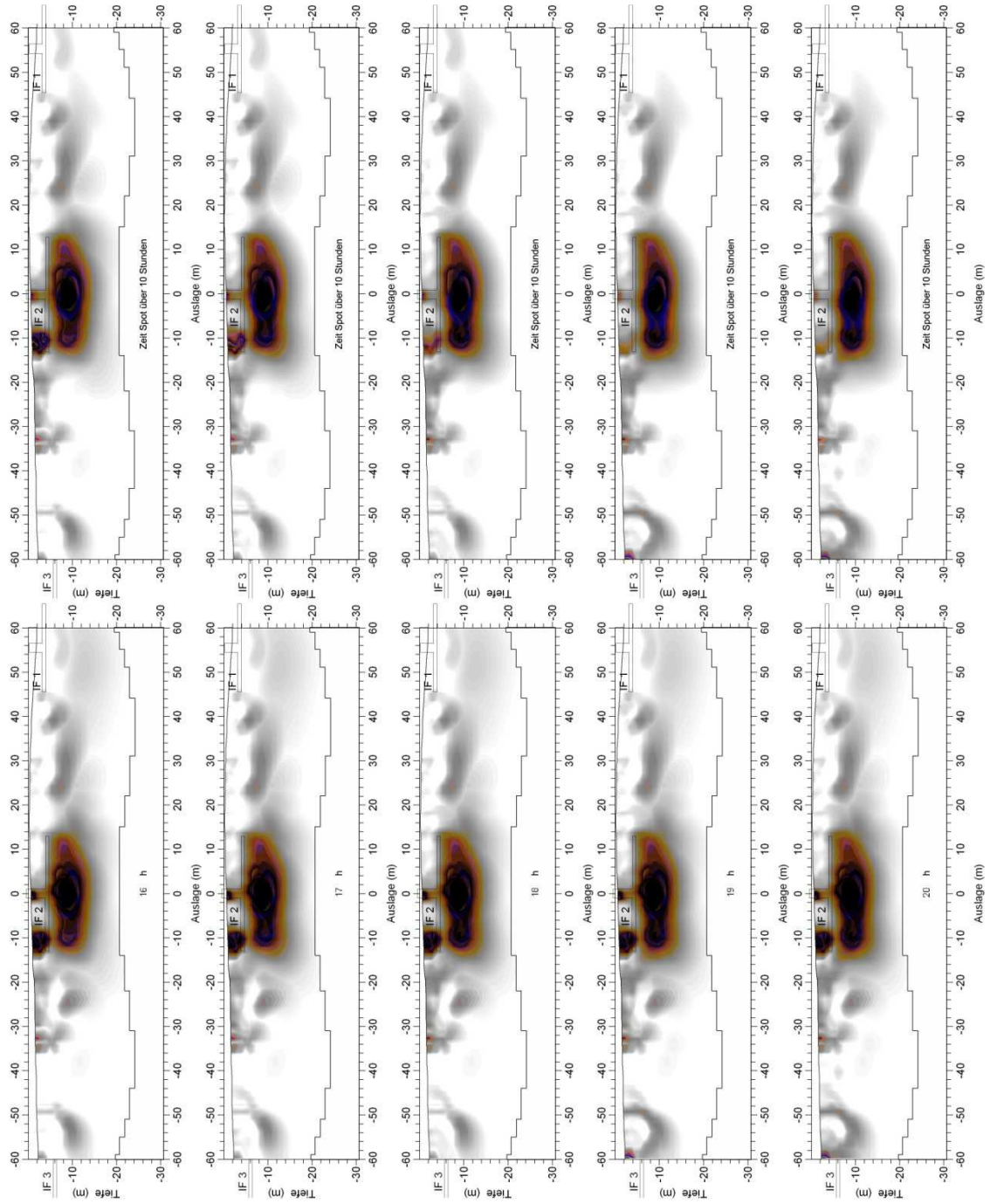
Messung 07

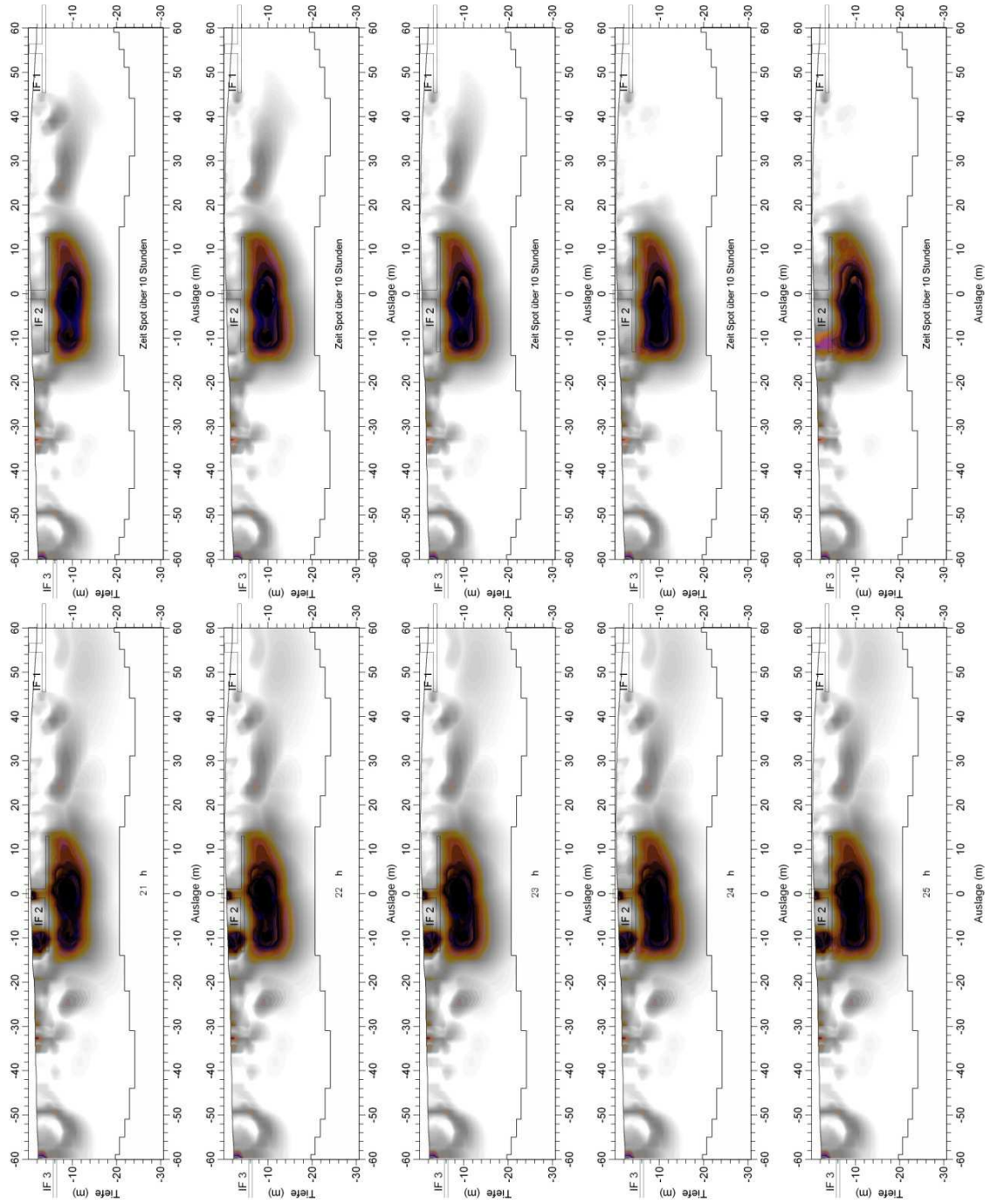


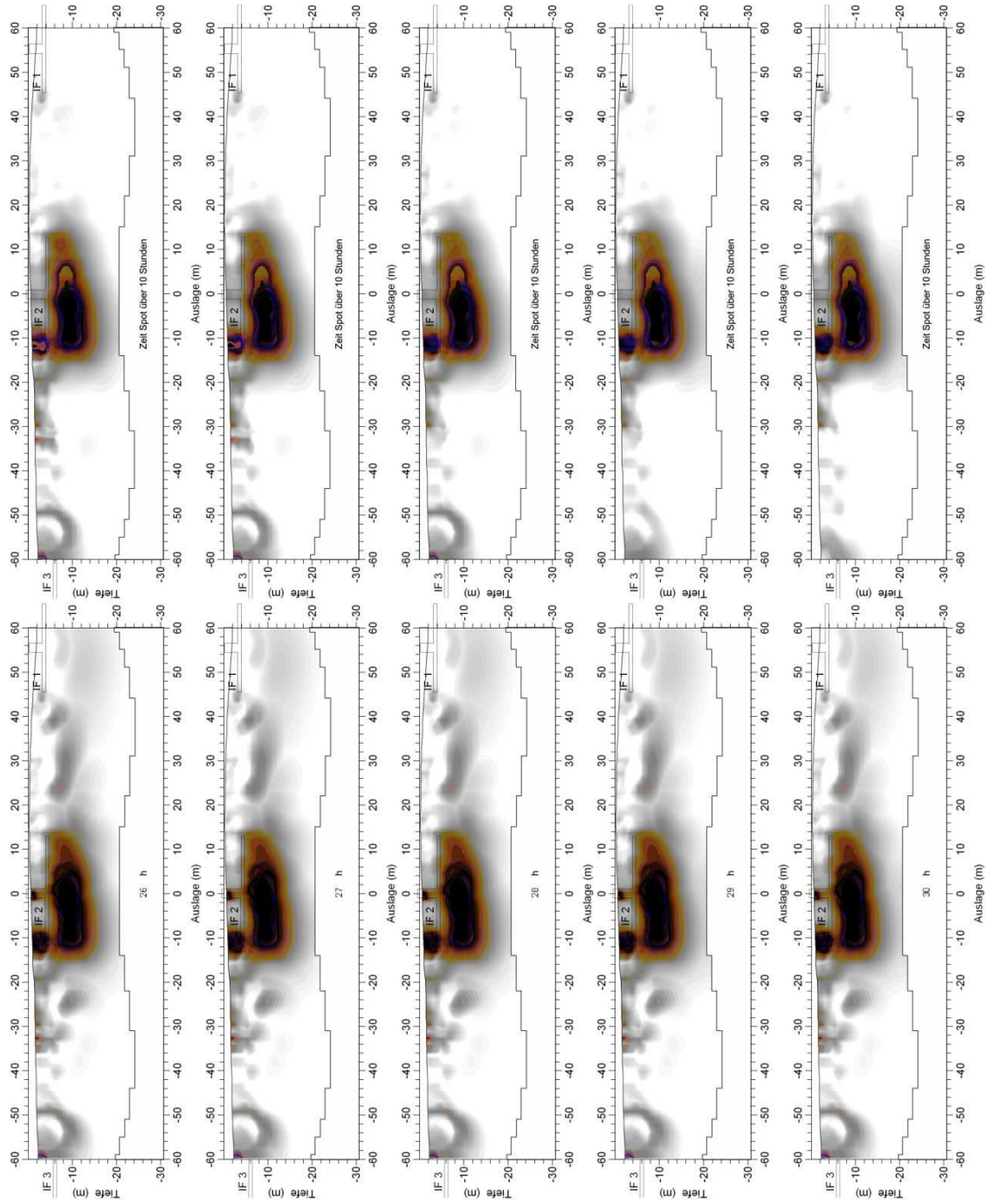


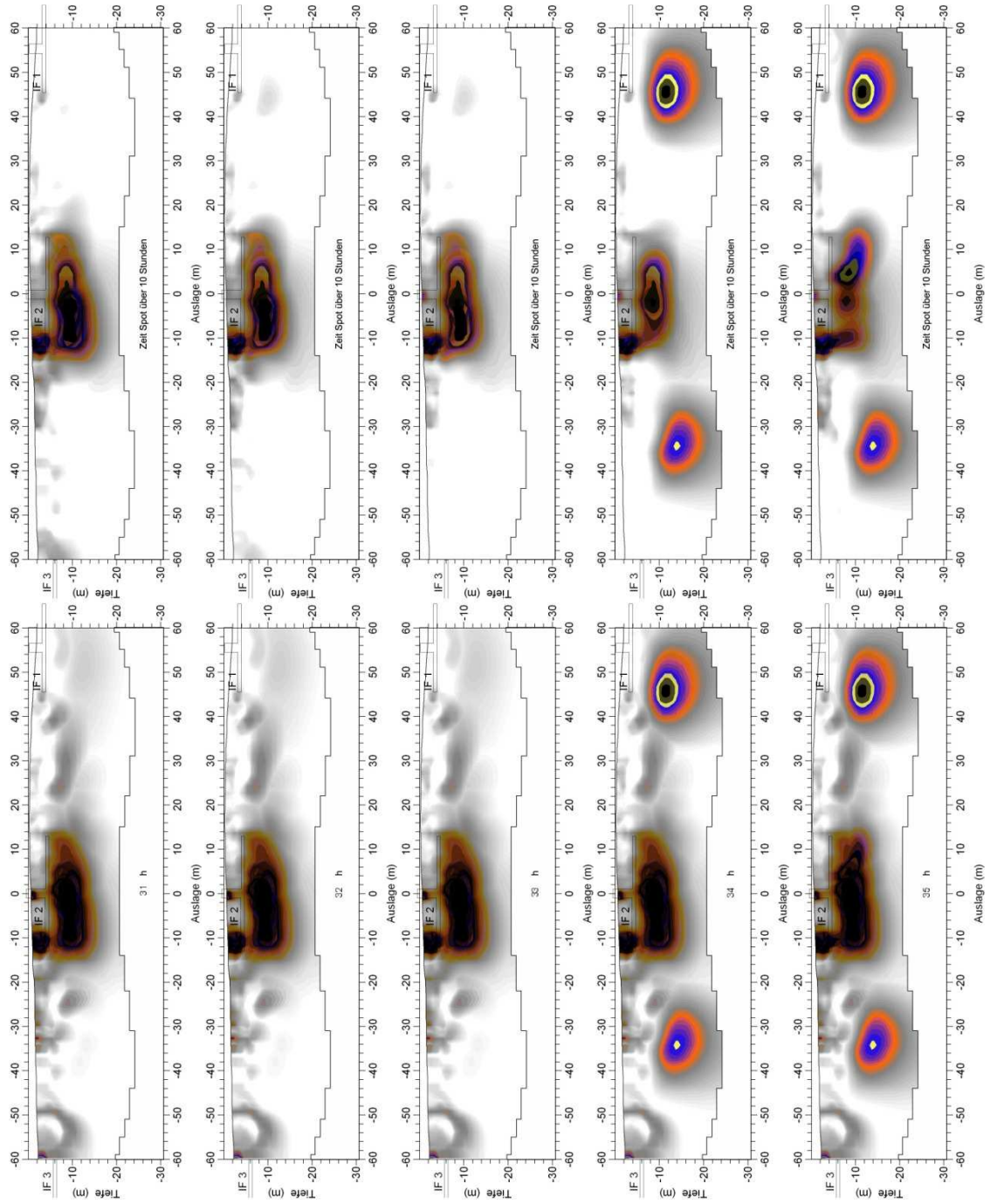


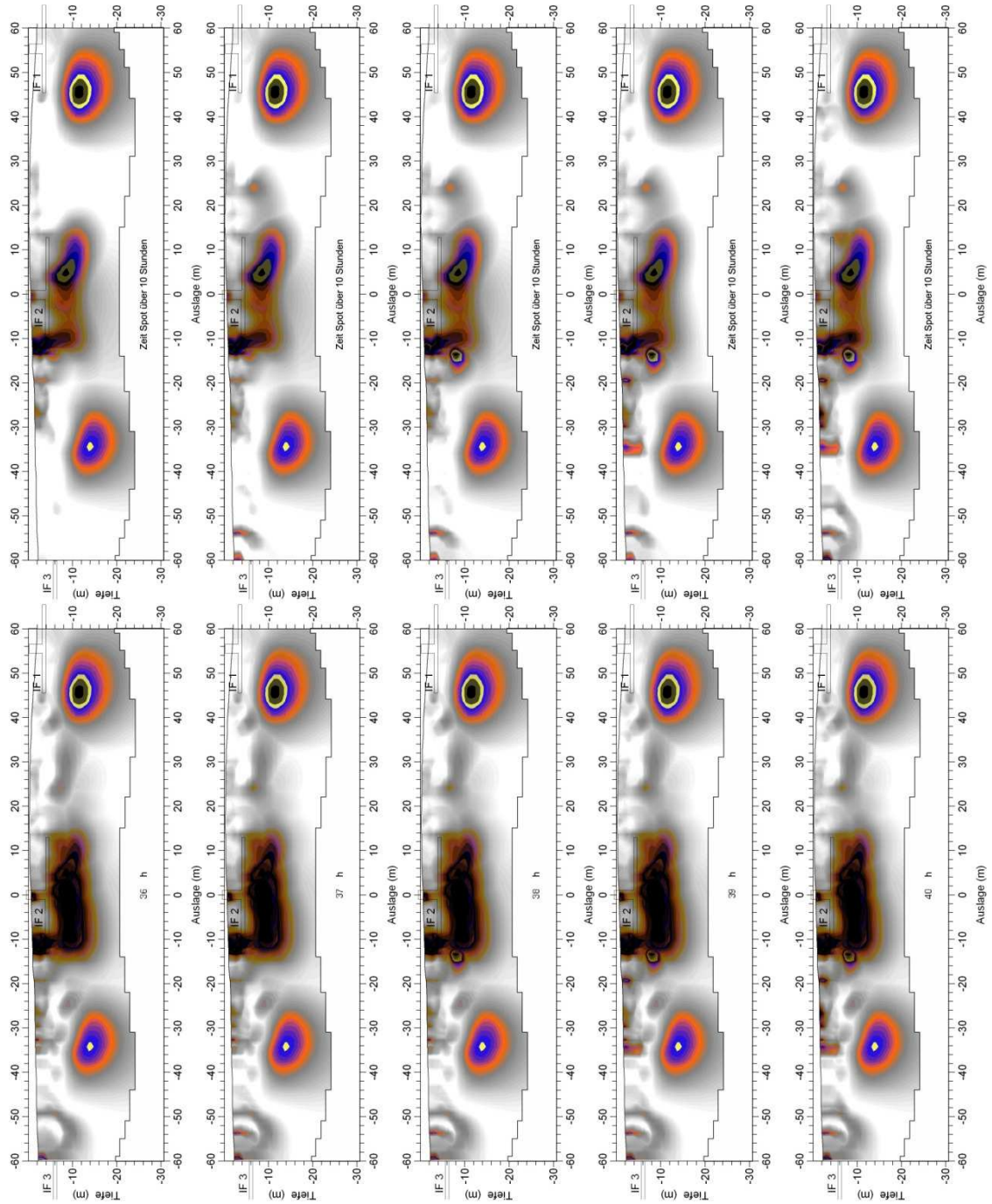


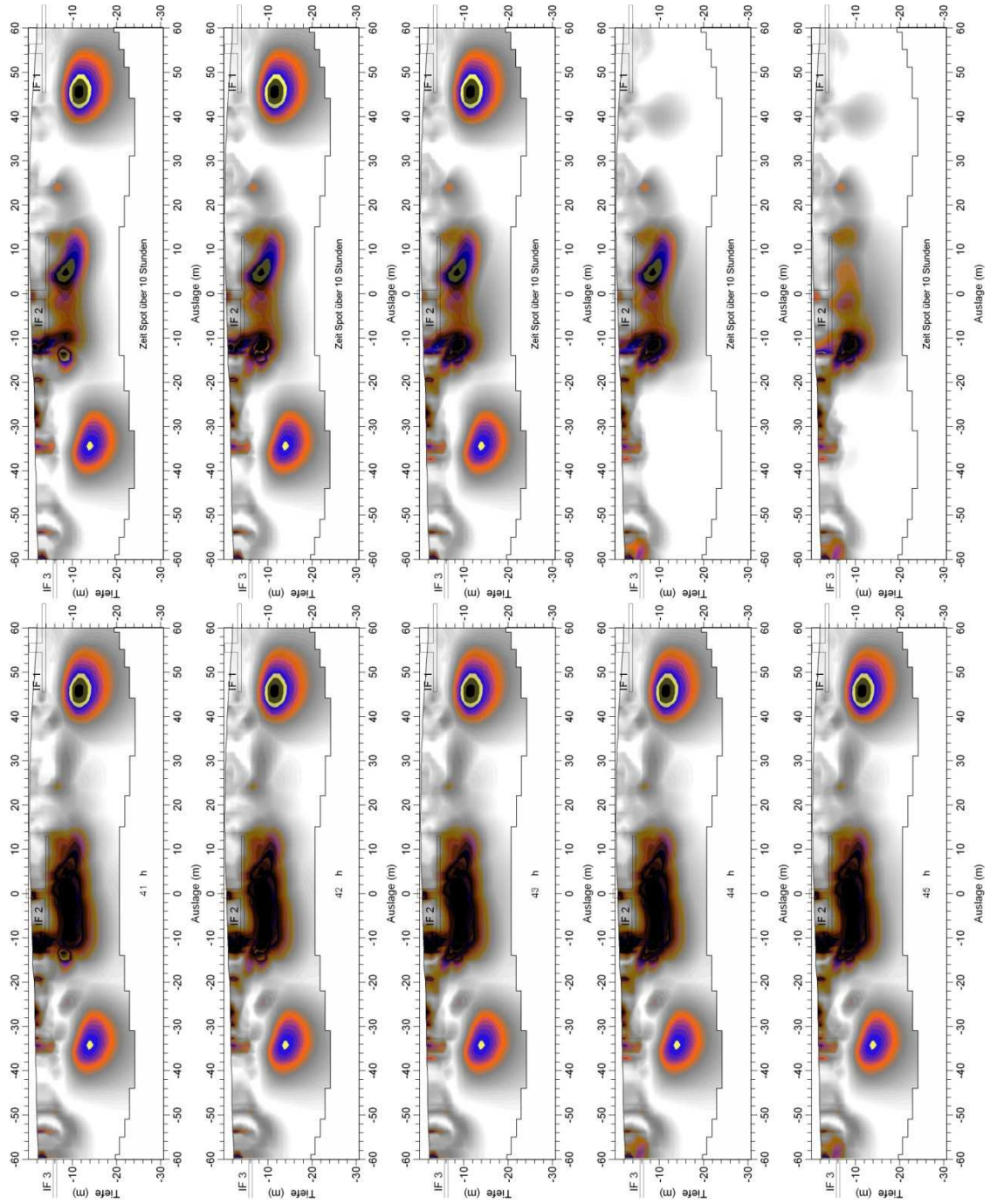


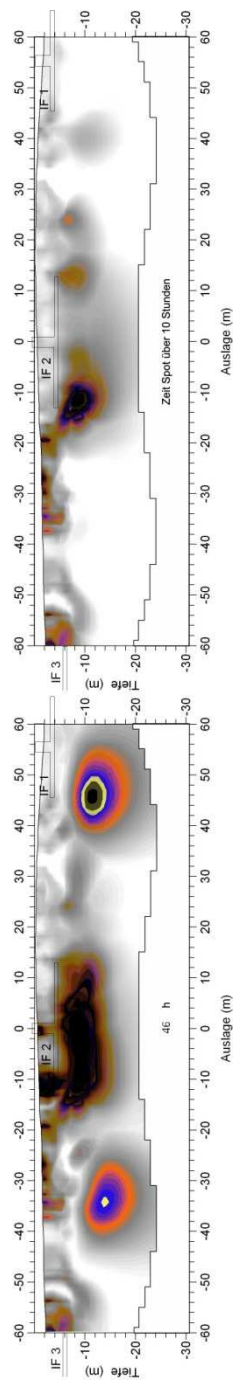




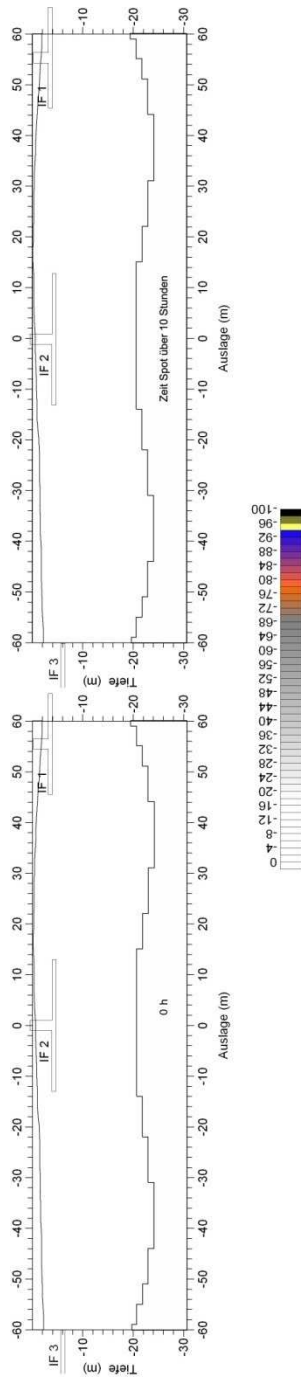


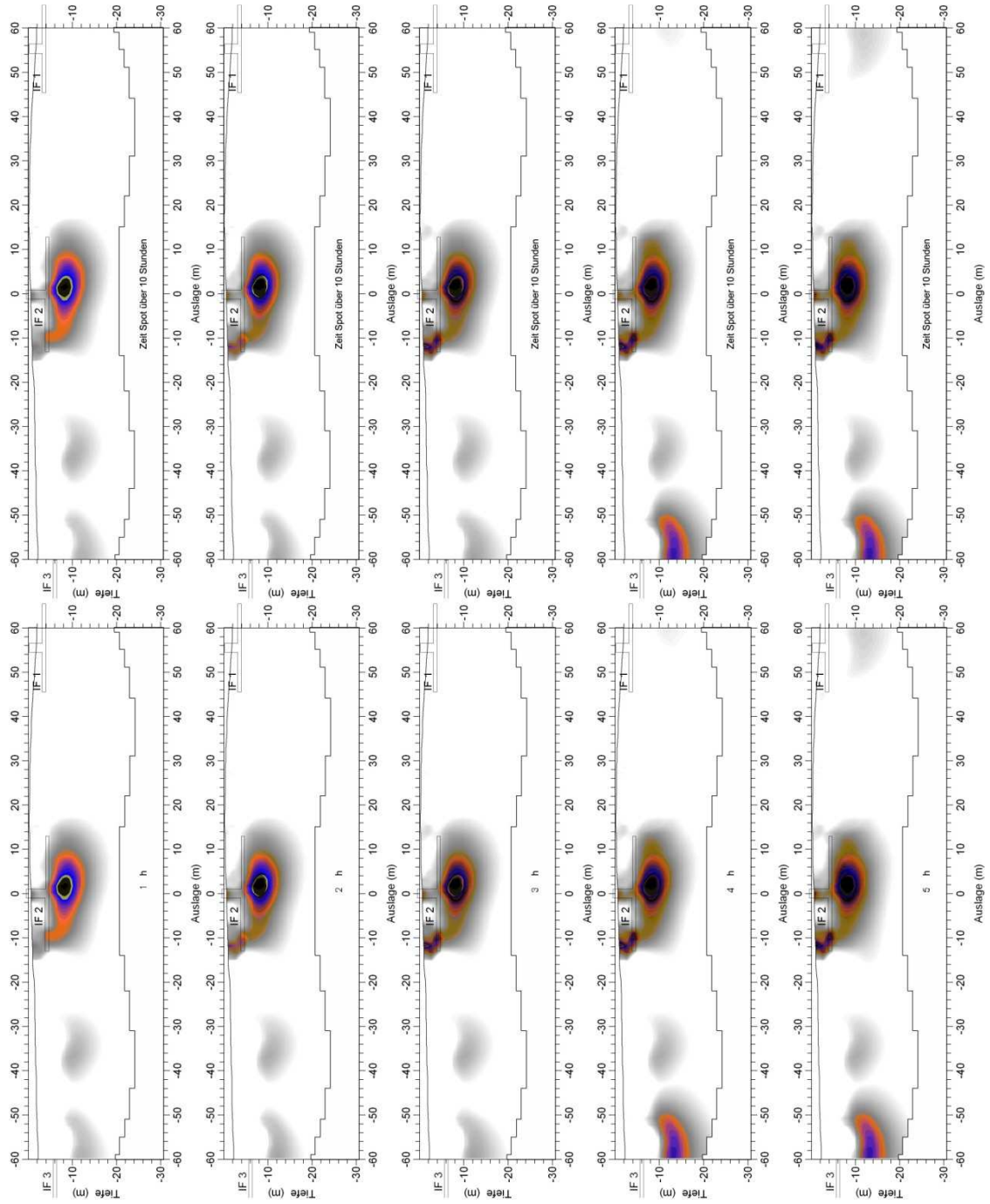


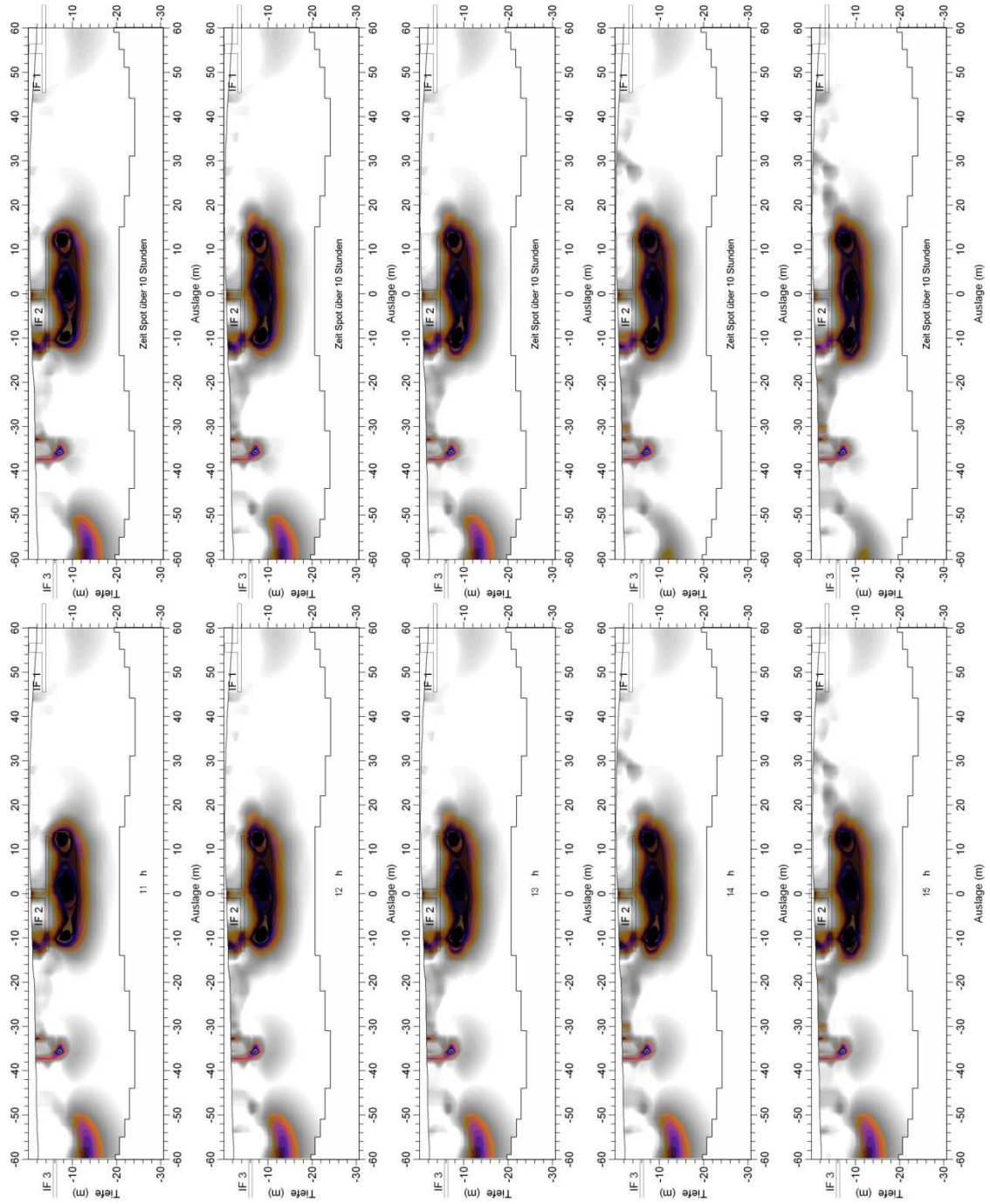


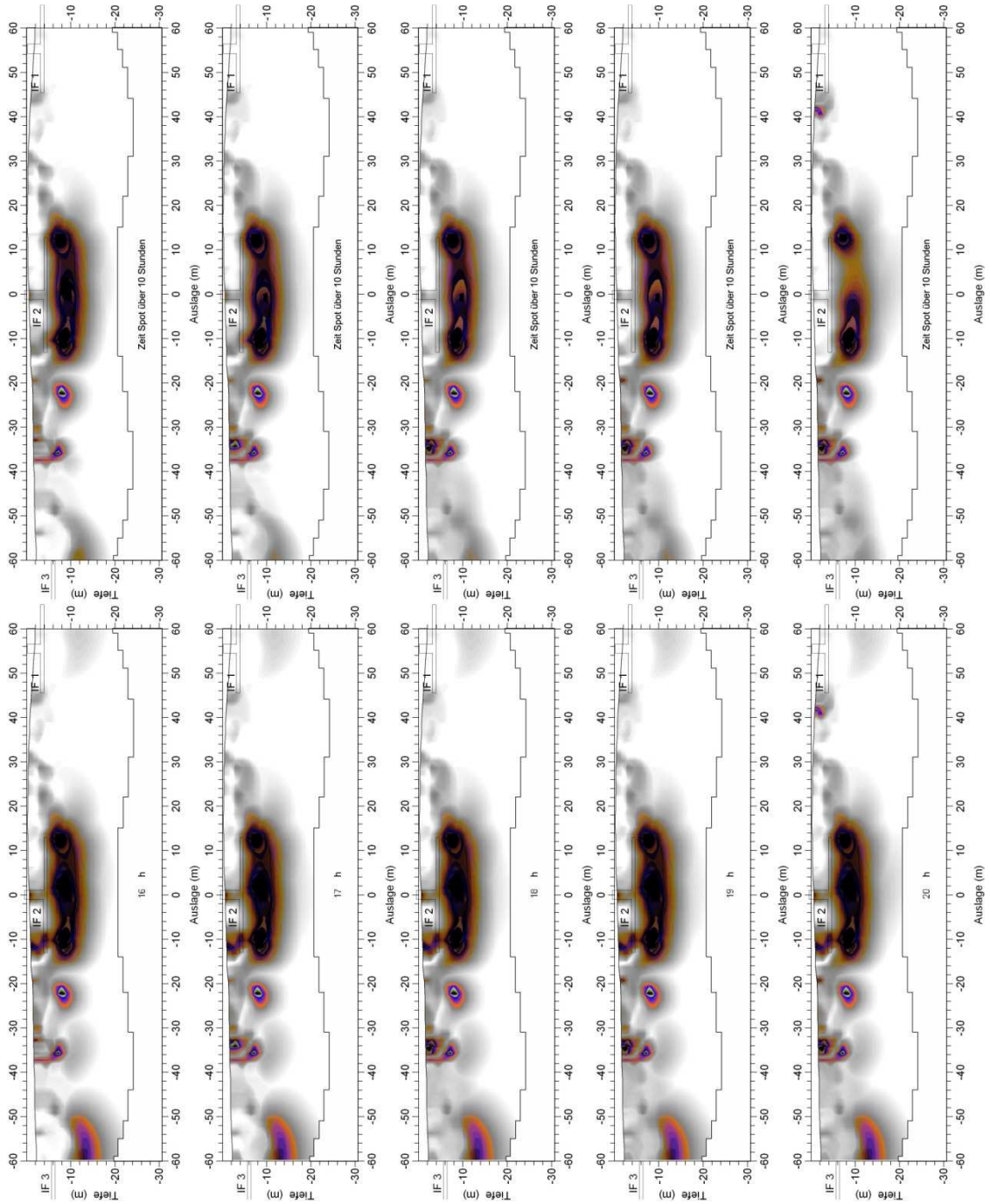


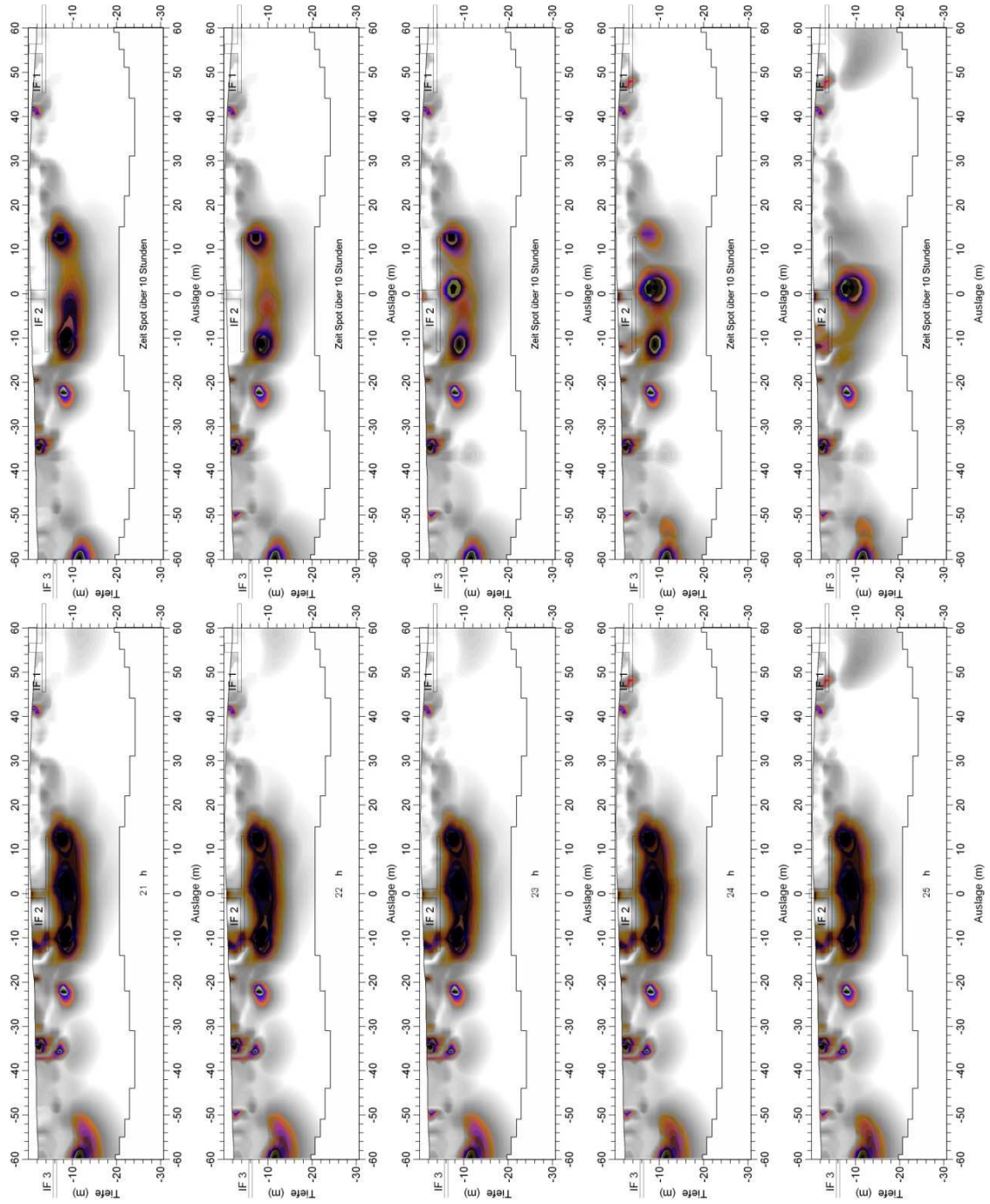
Messung 08

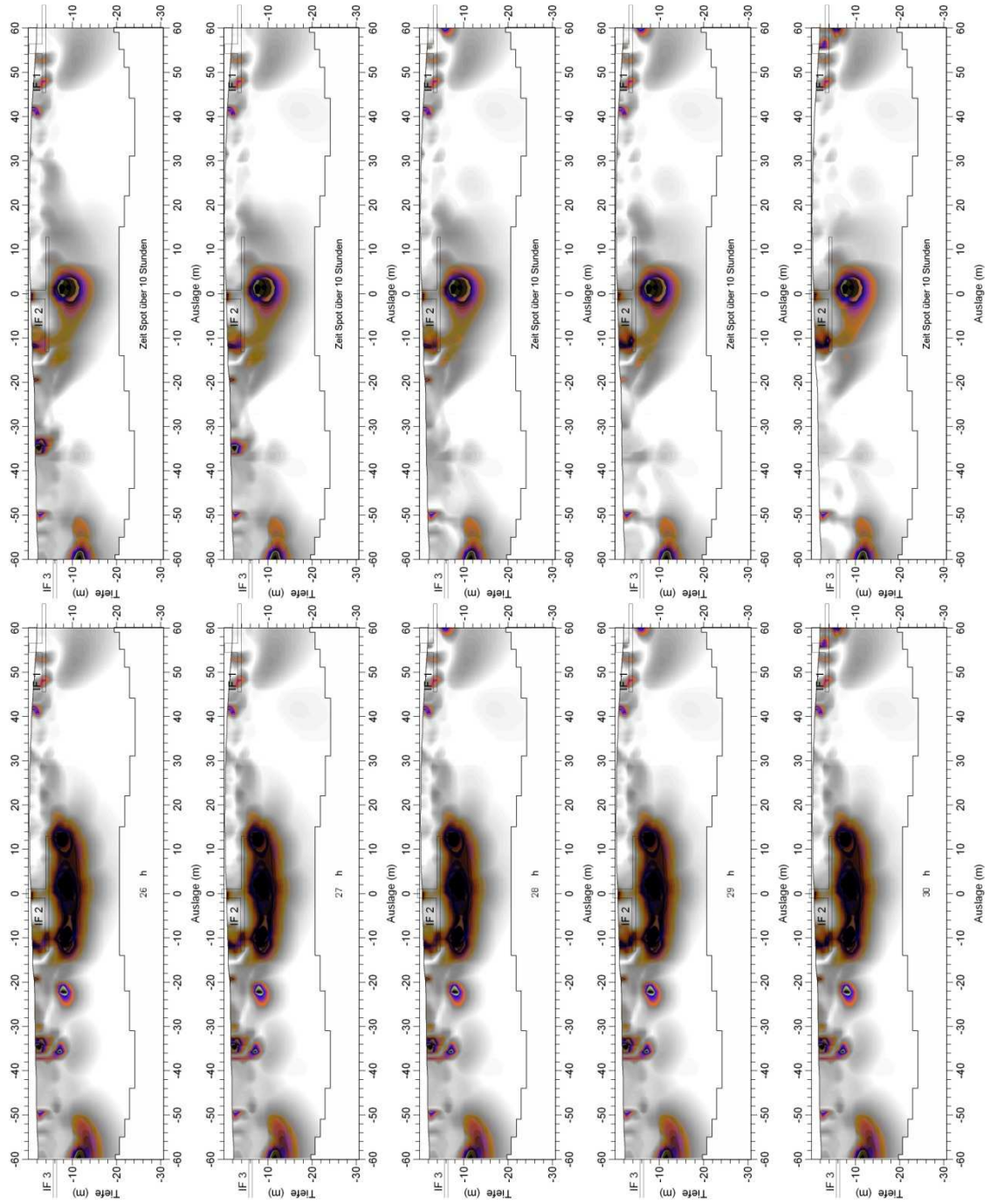


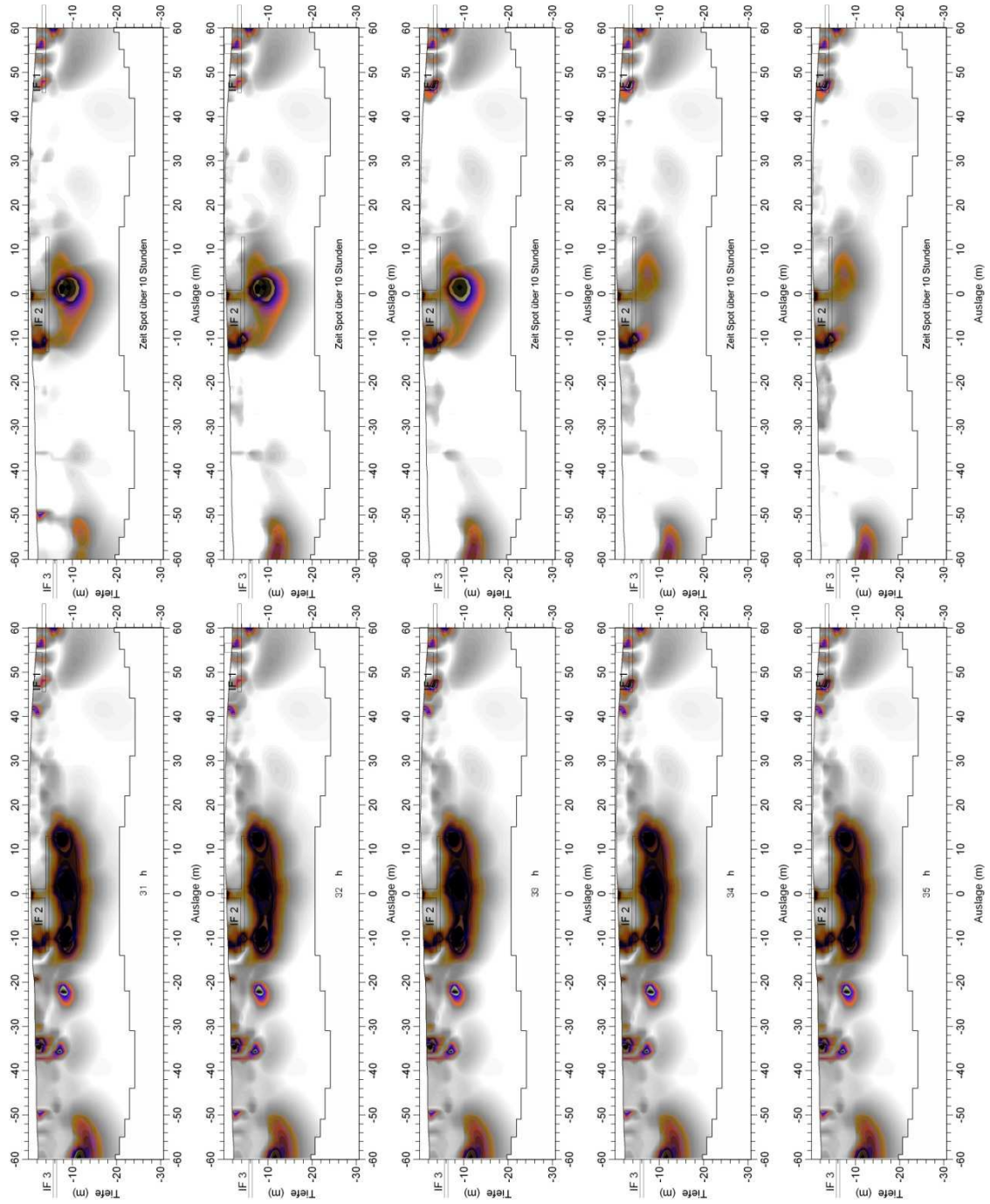


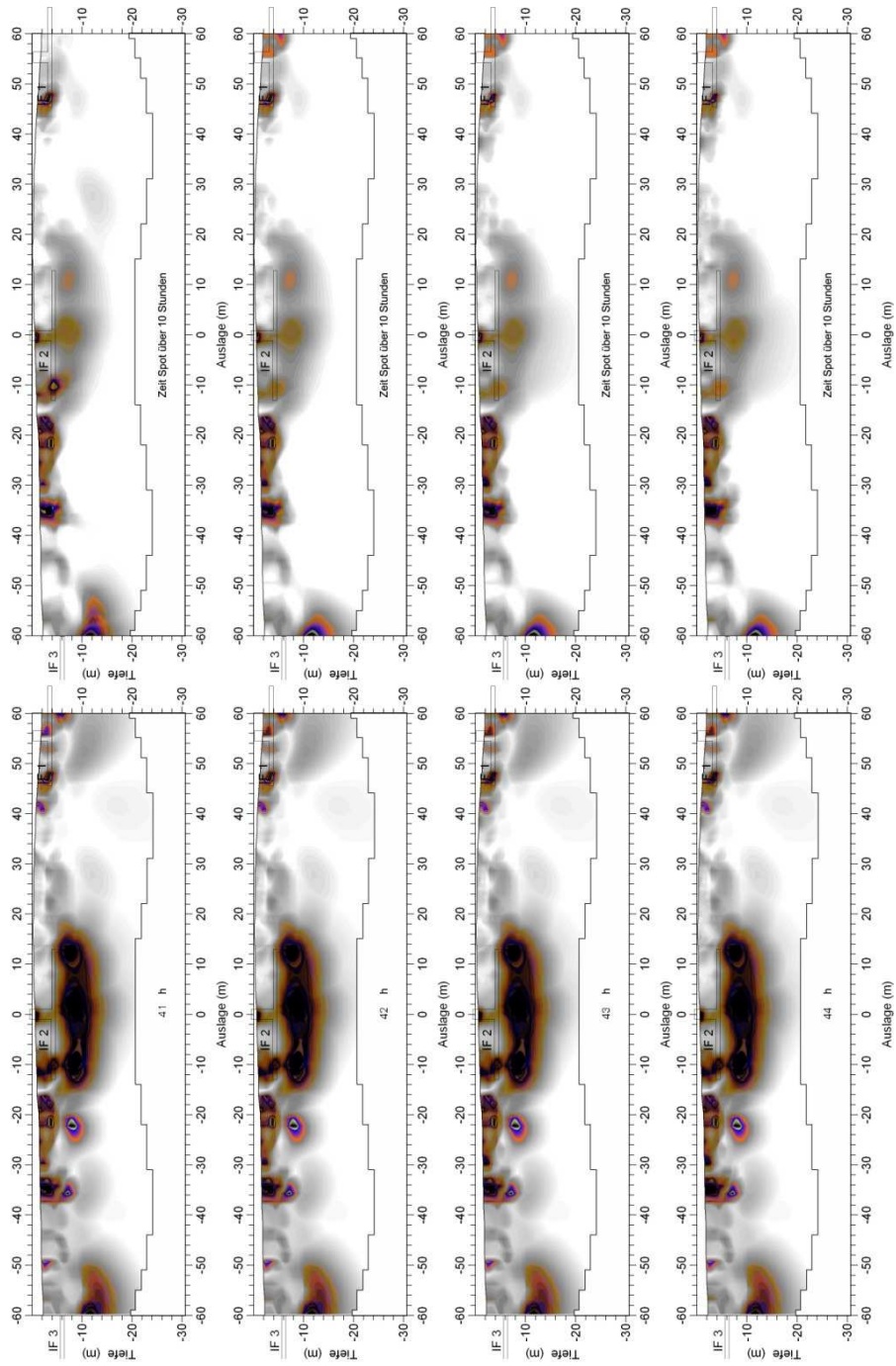




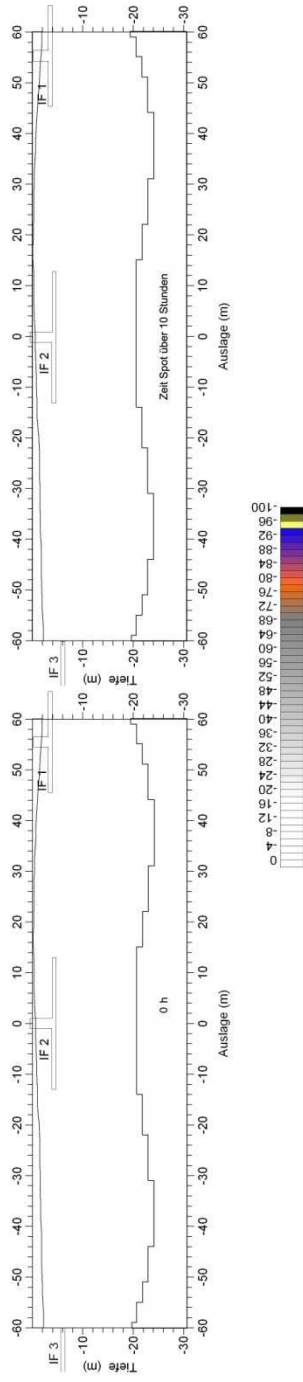


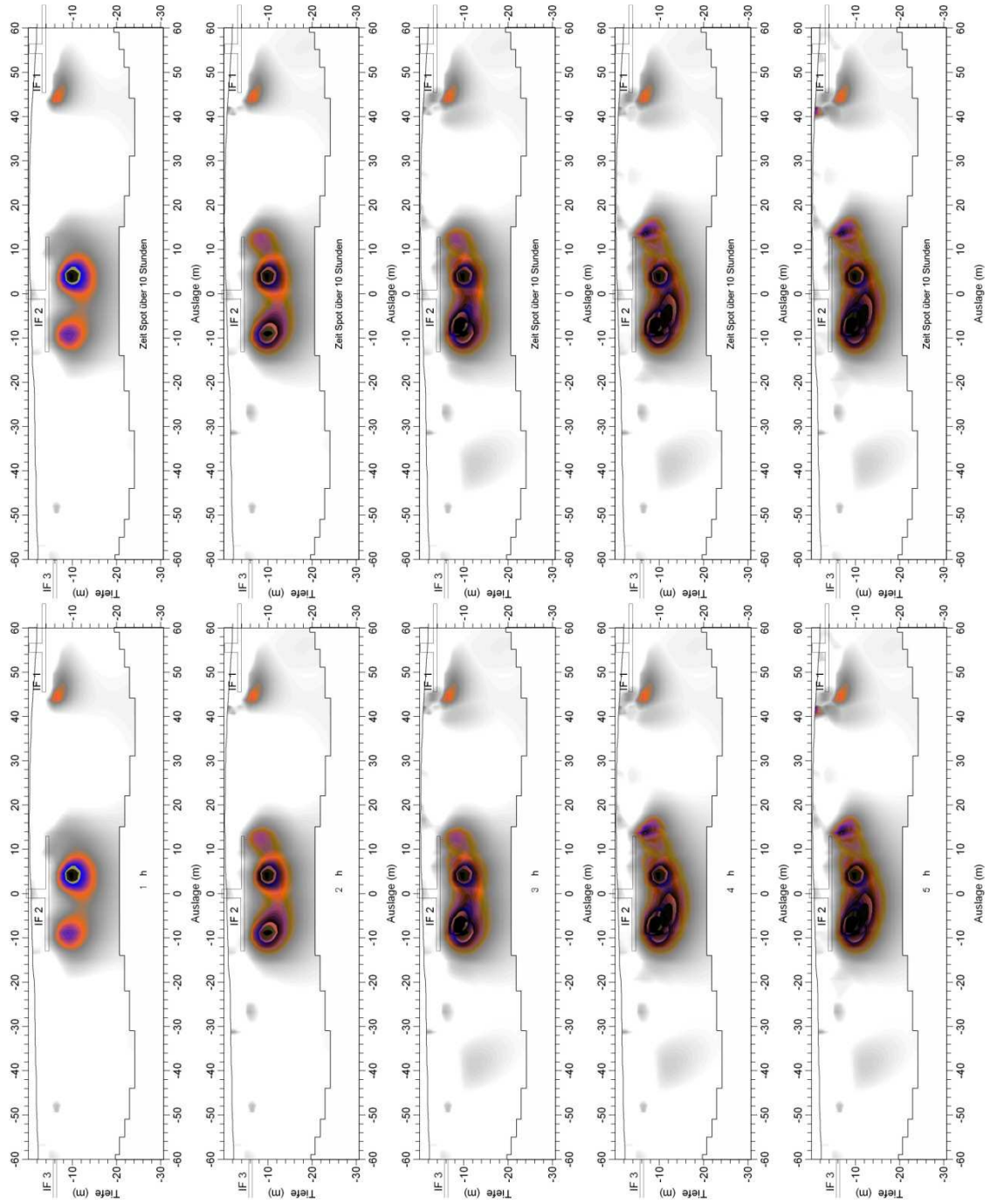


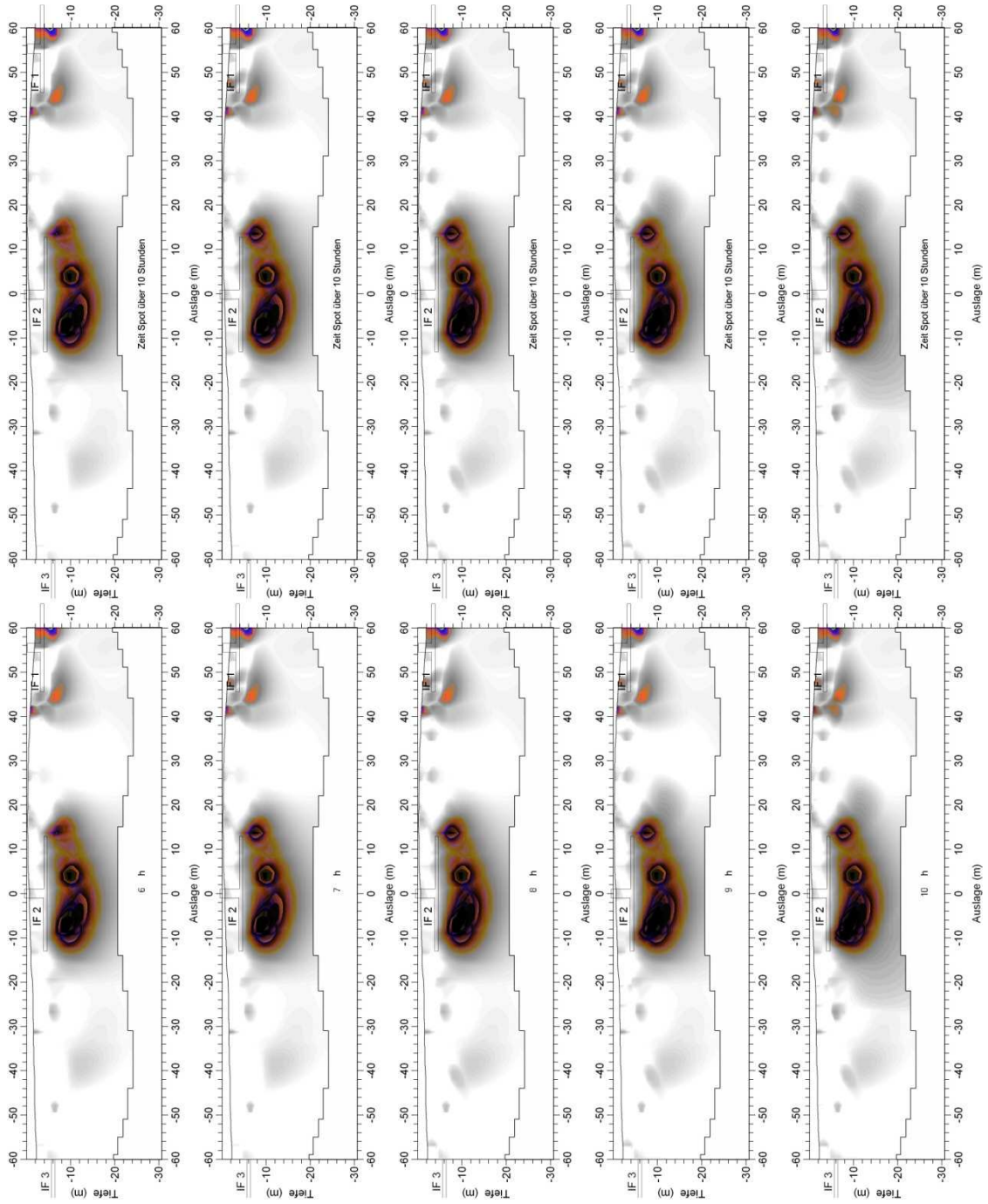


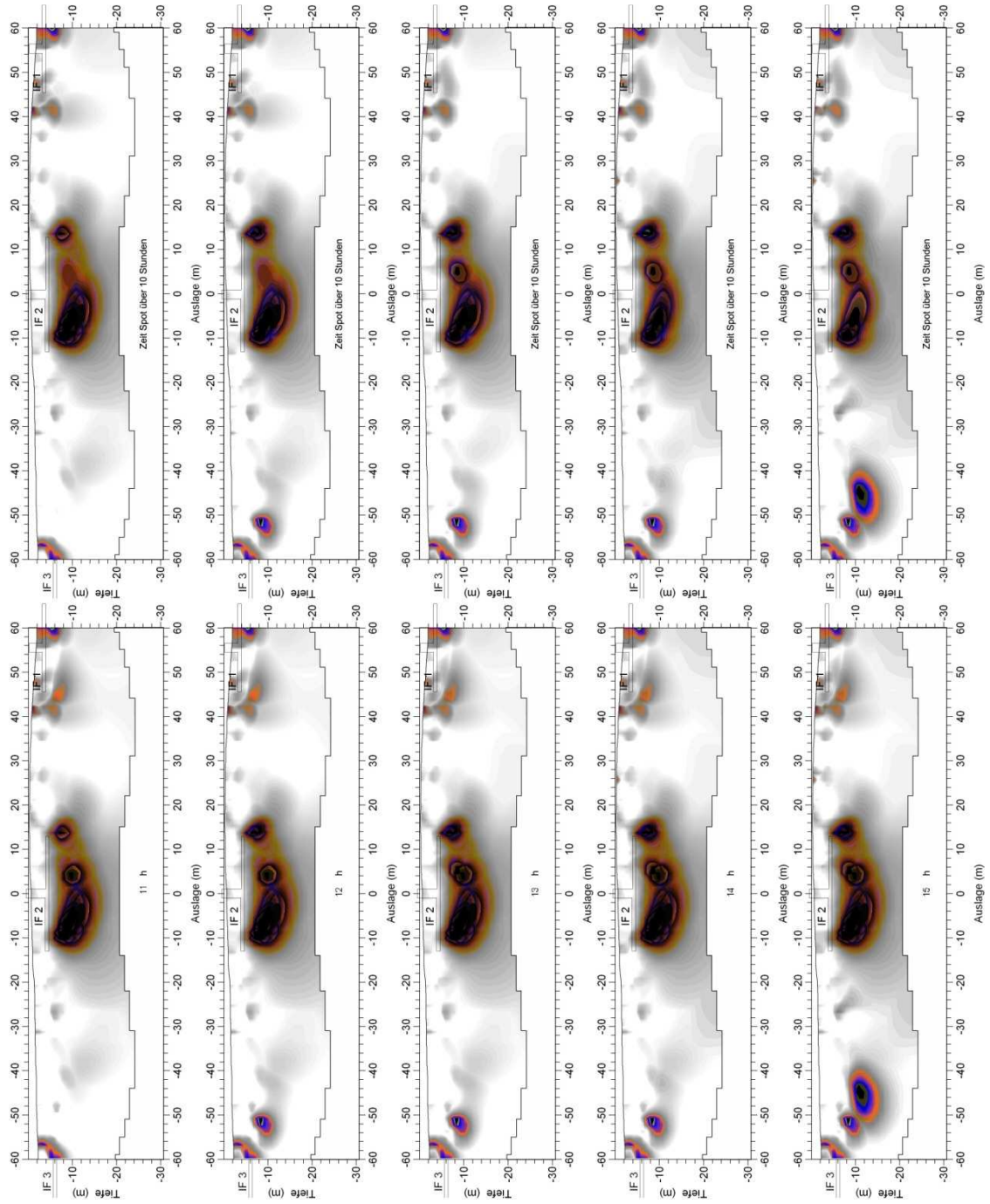


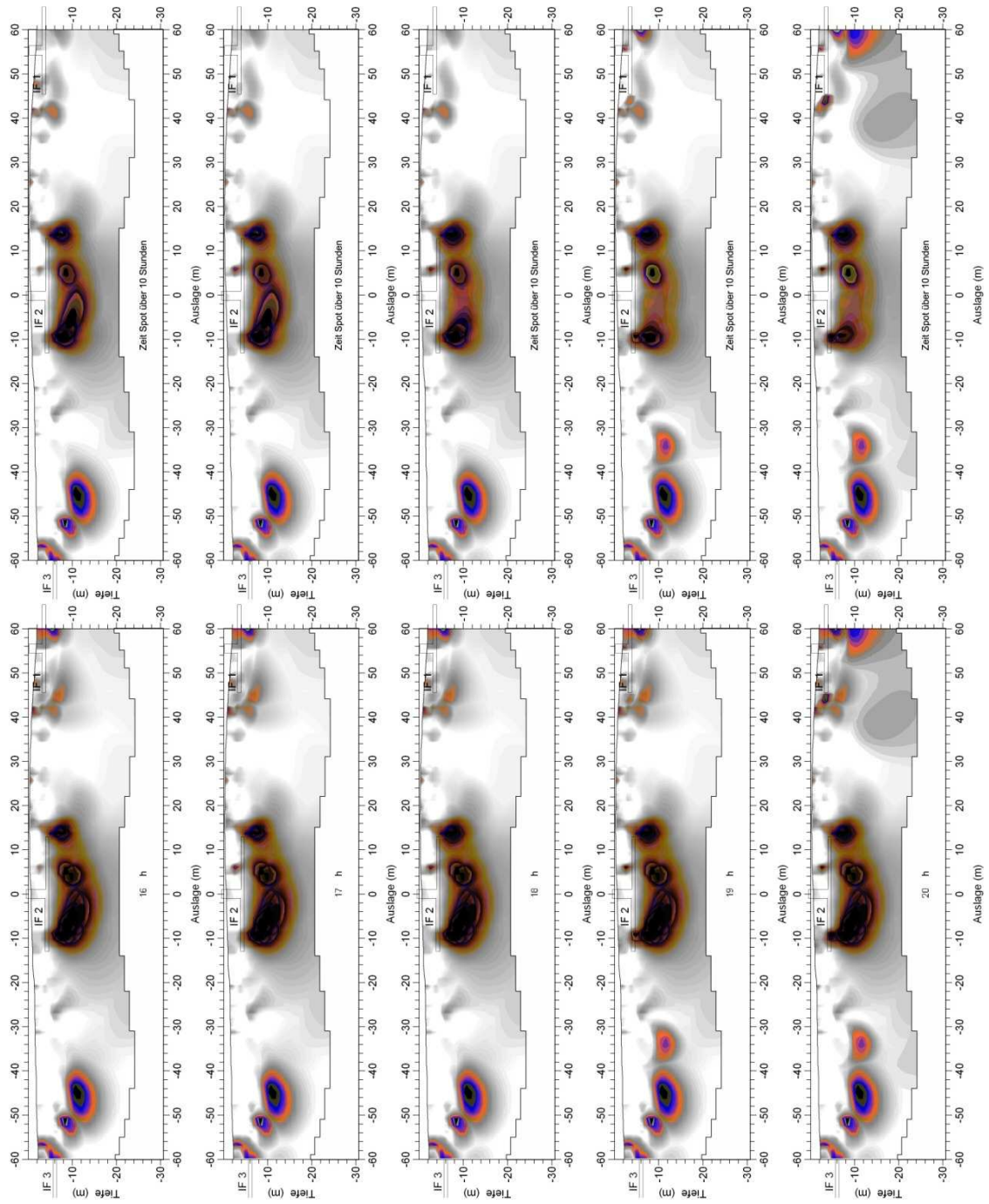
Messung 09

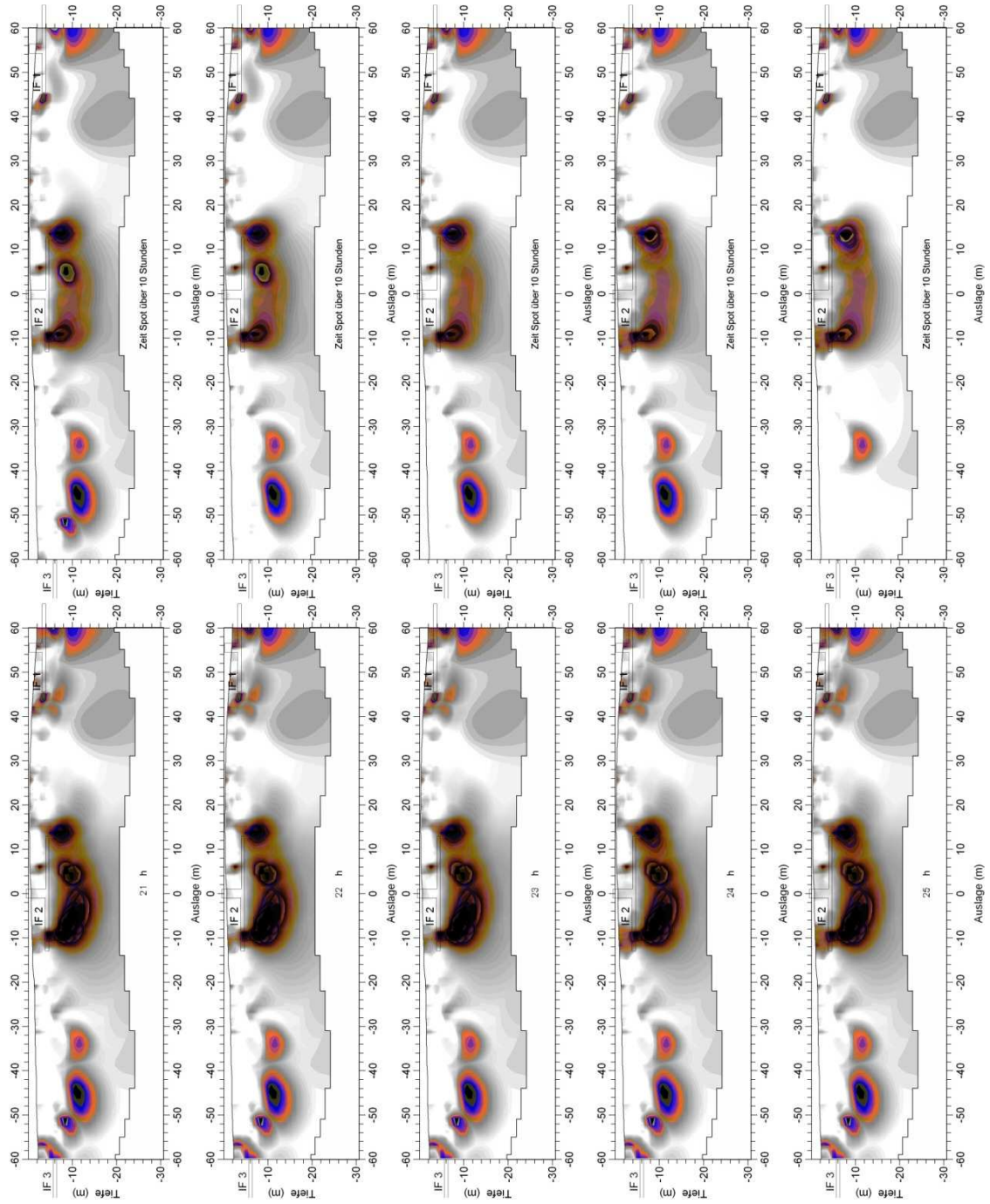


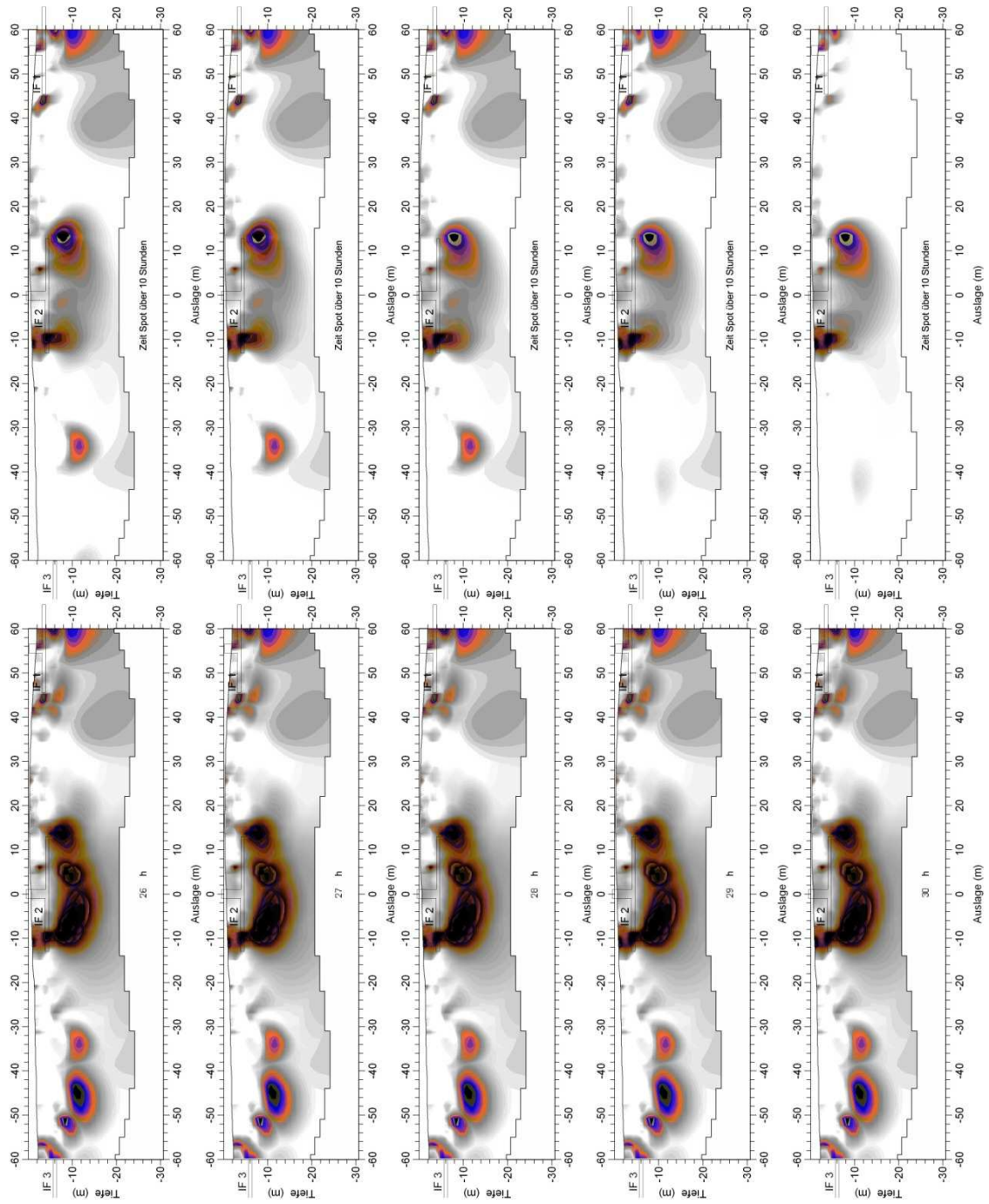


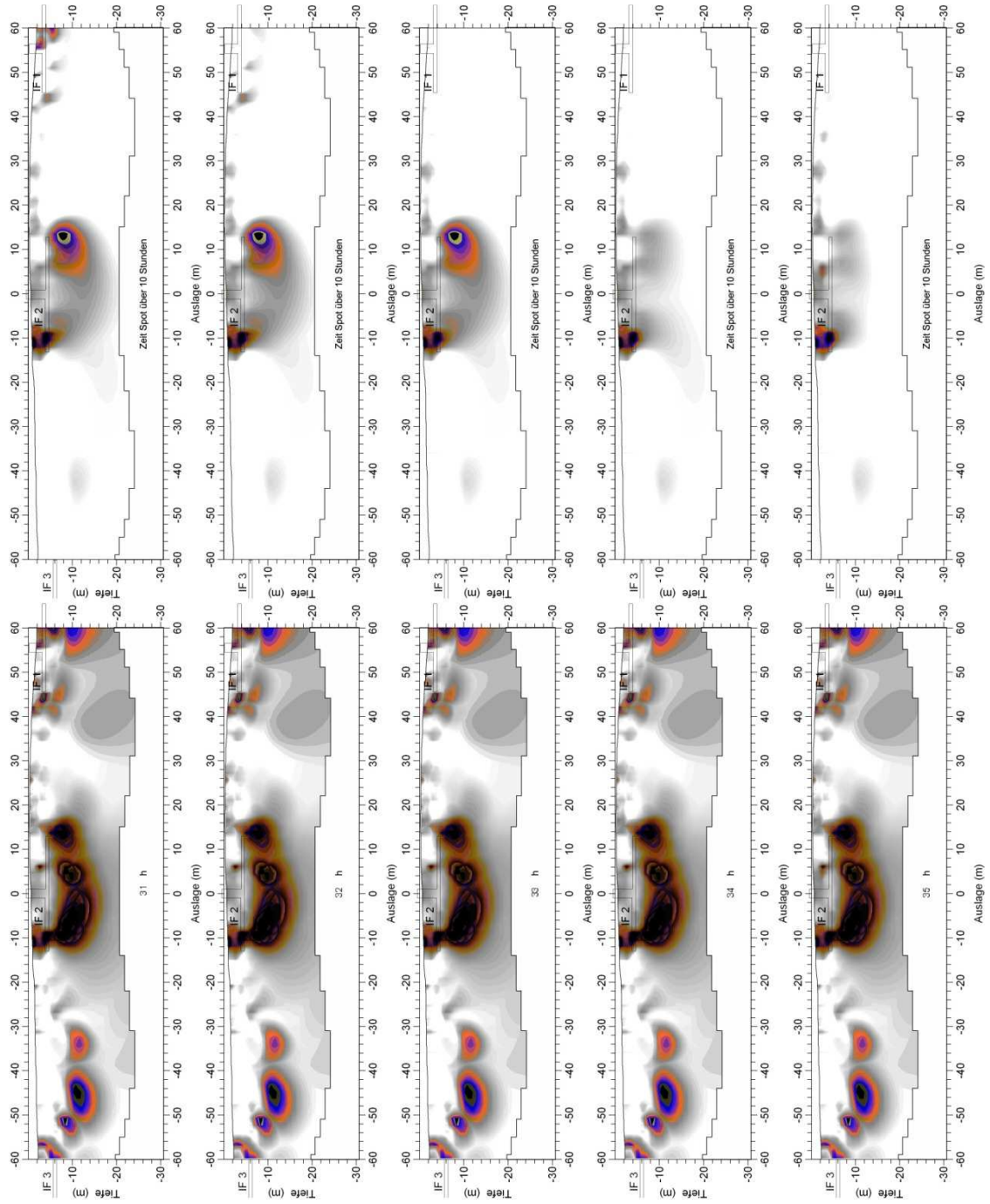


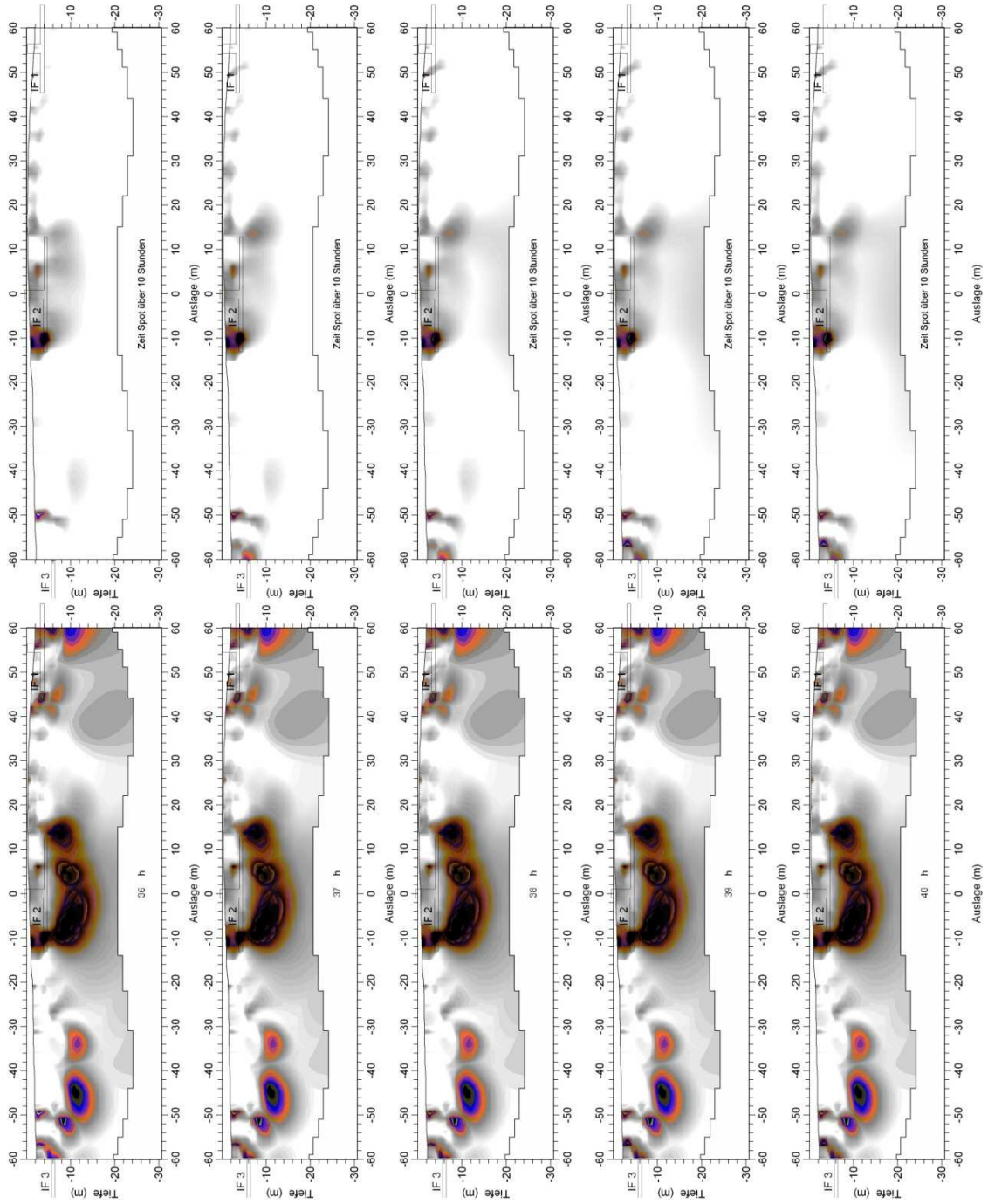


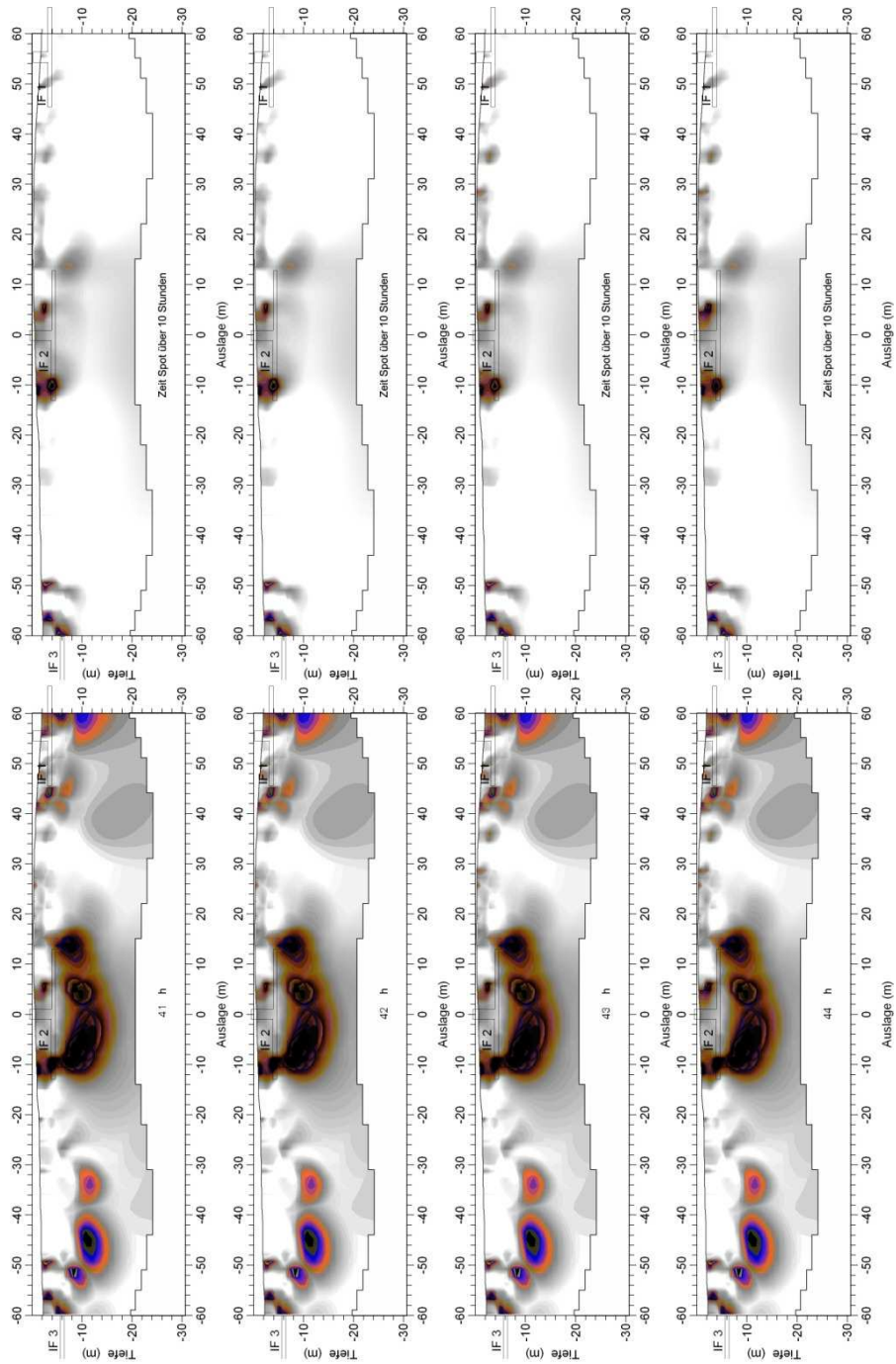




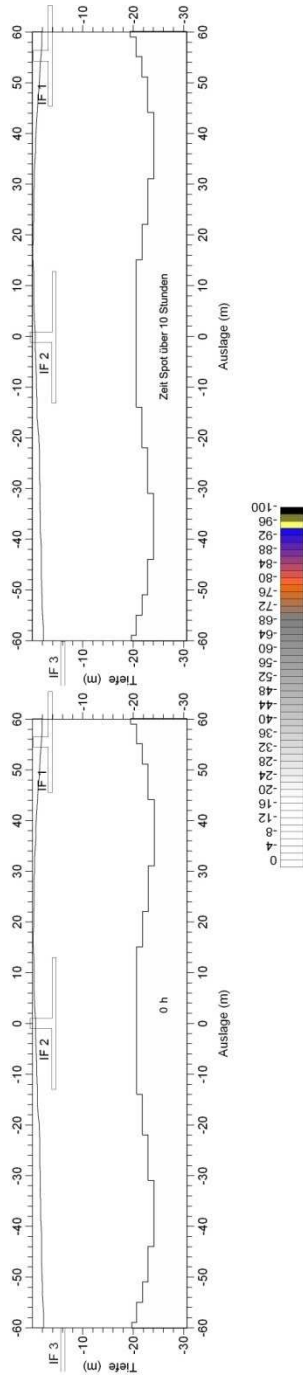


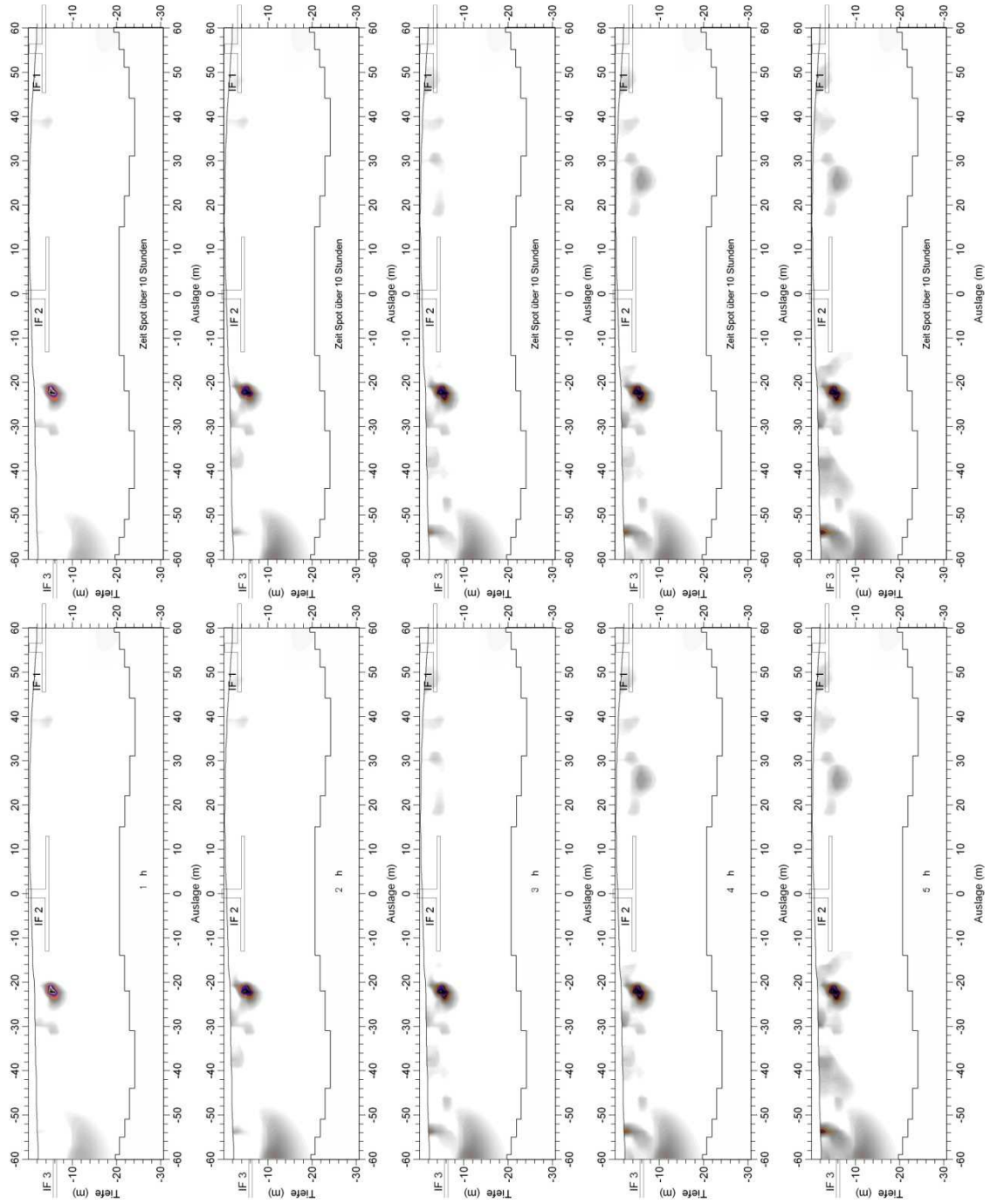


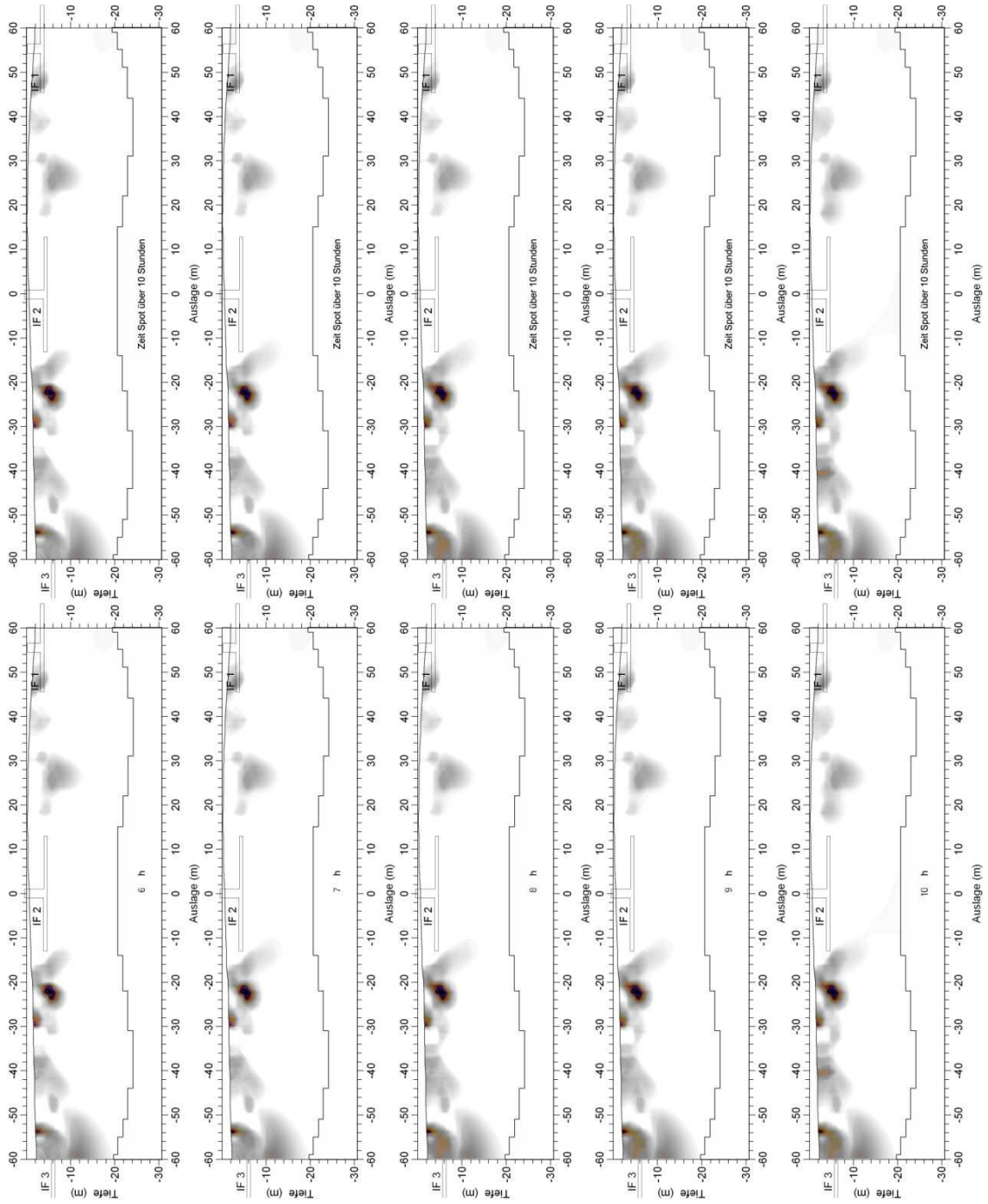


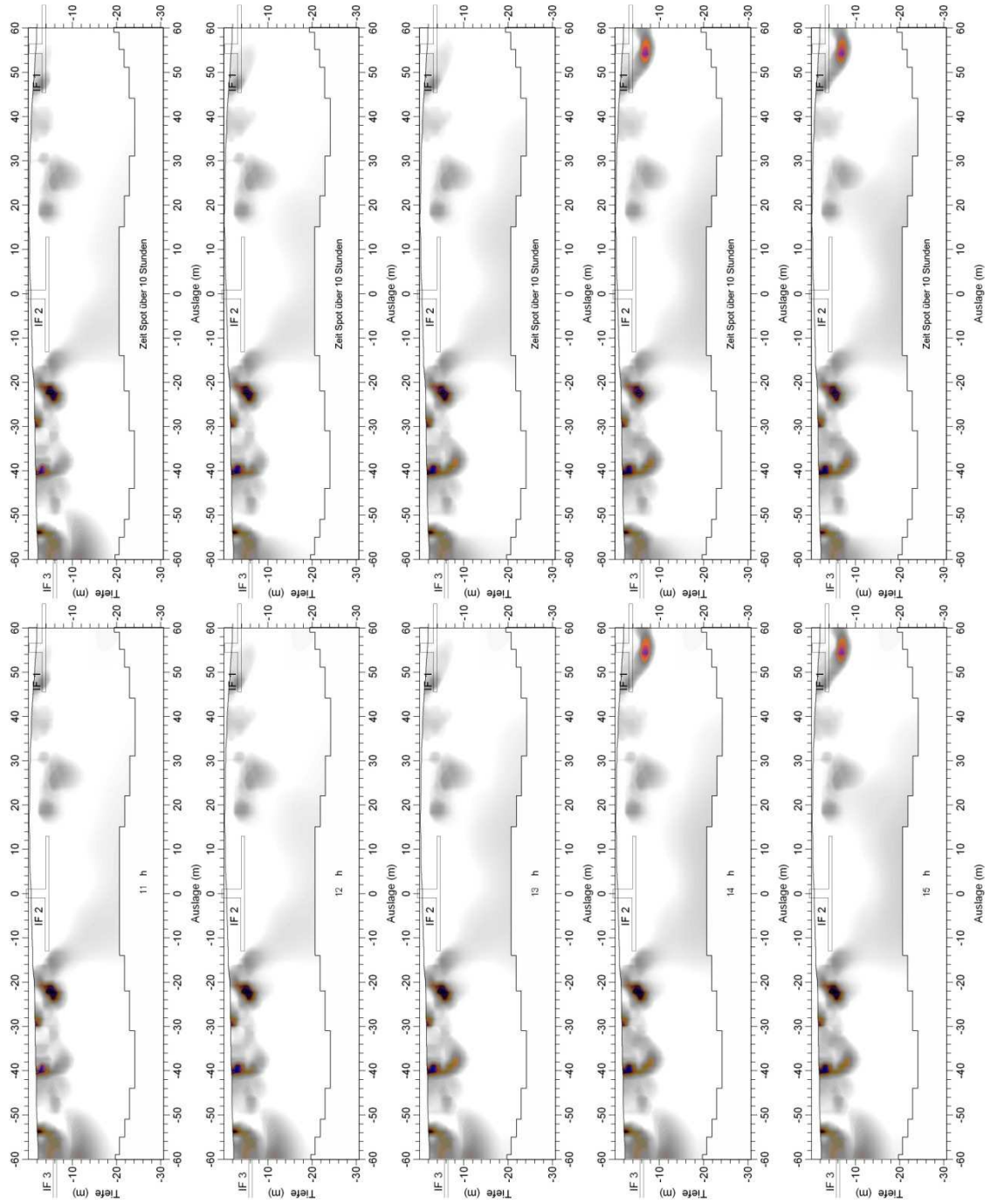


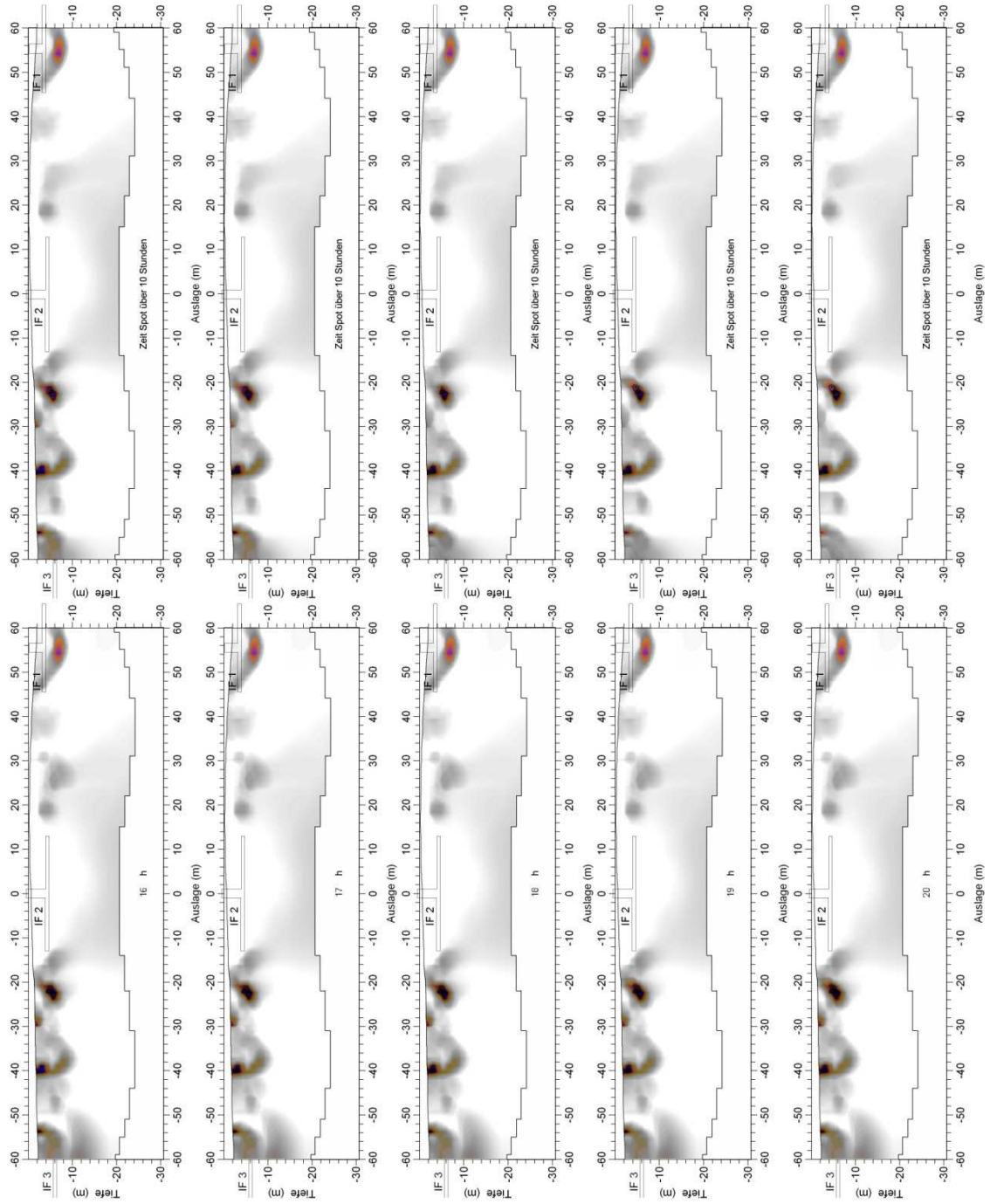
Messung 12

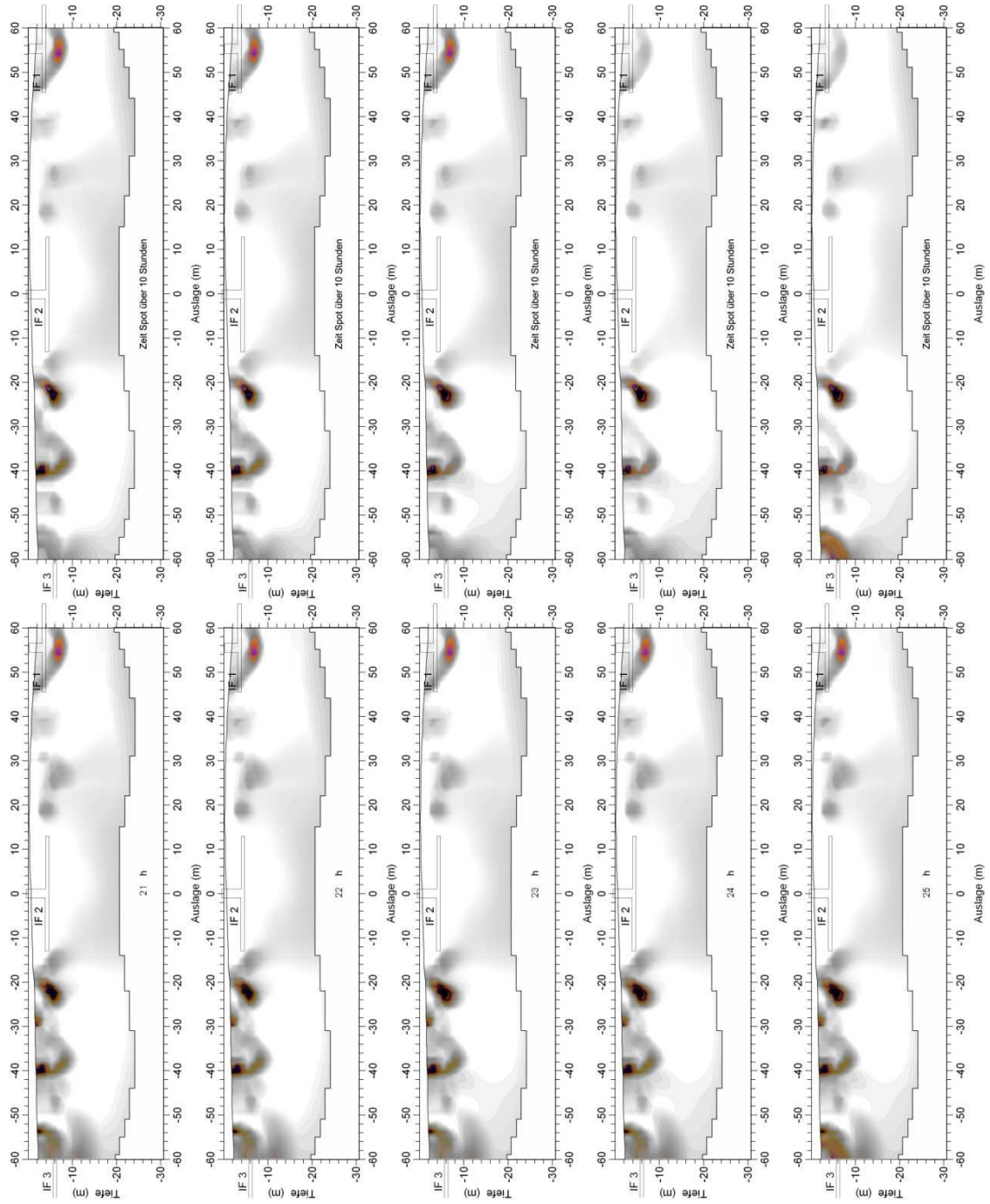


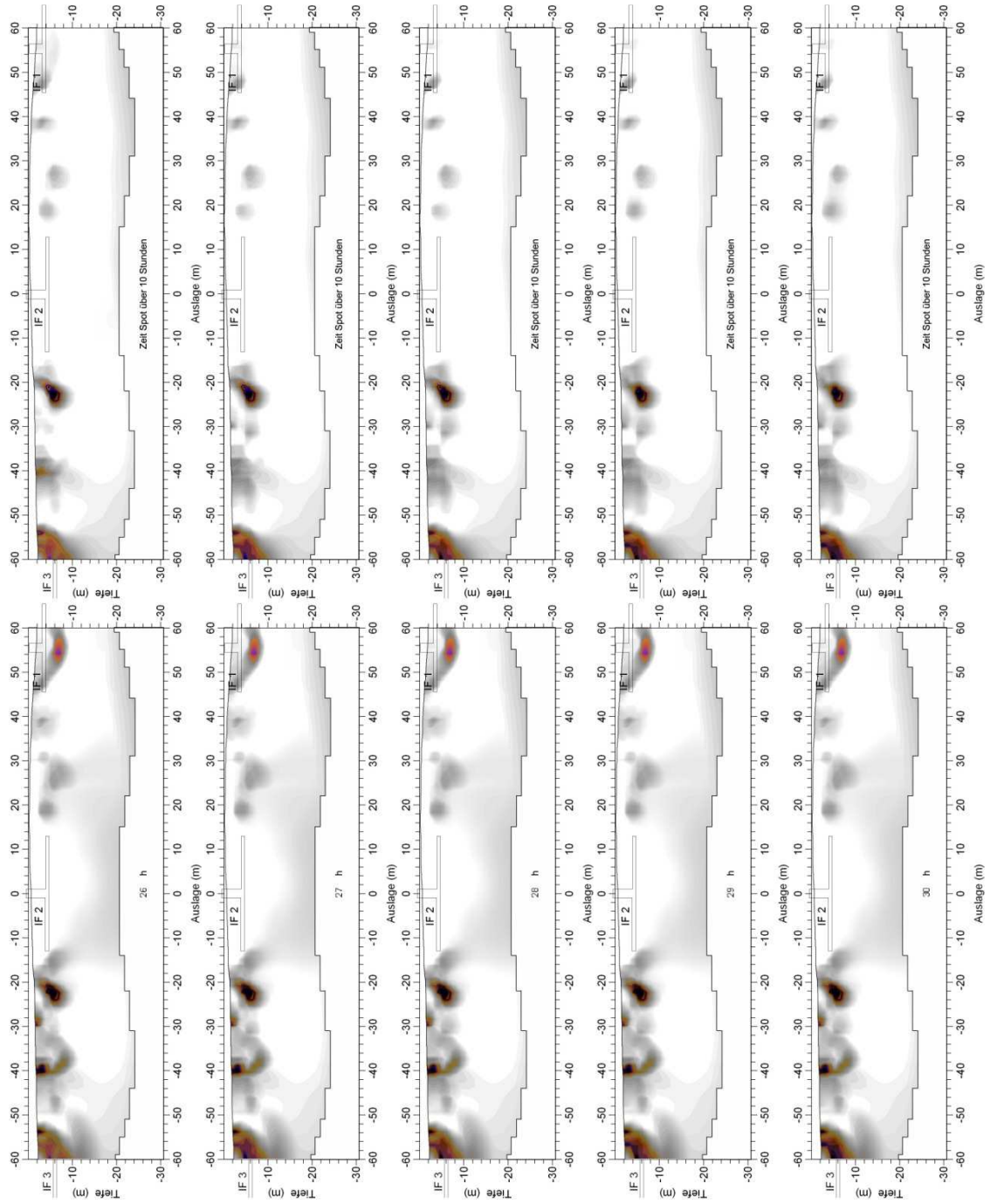


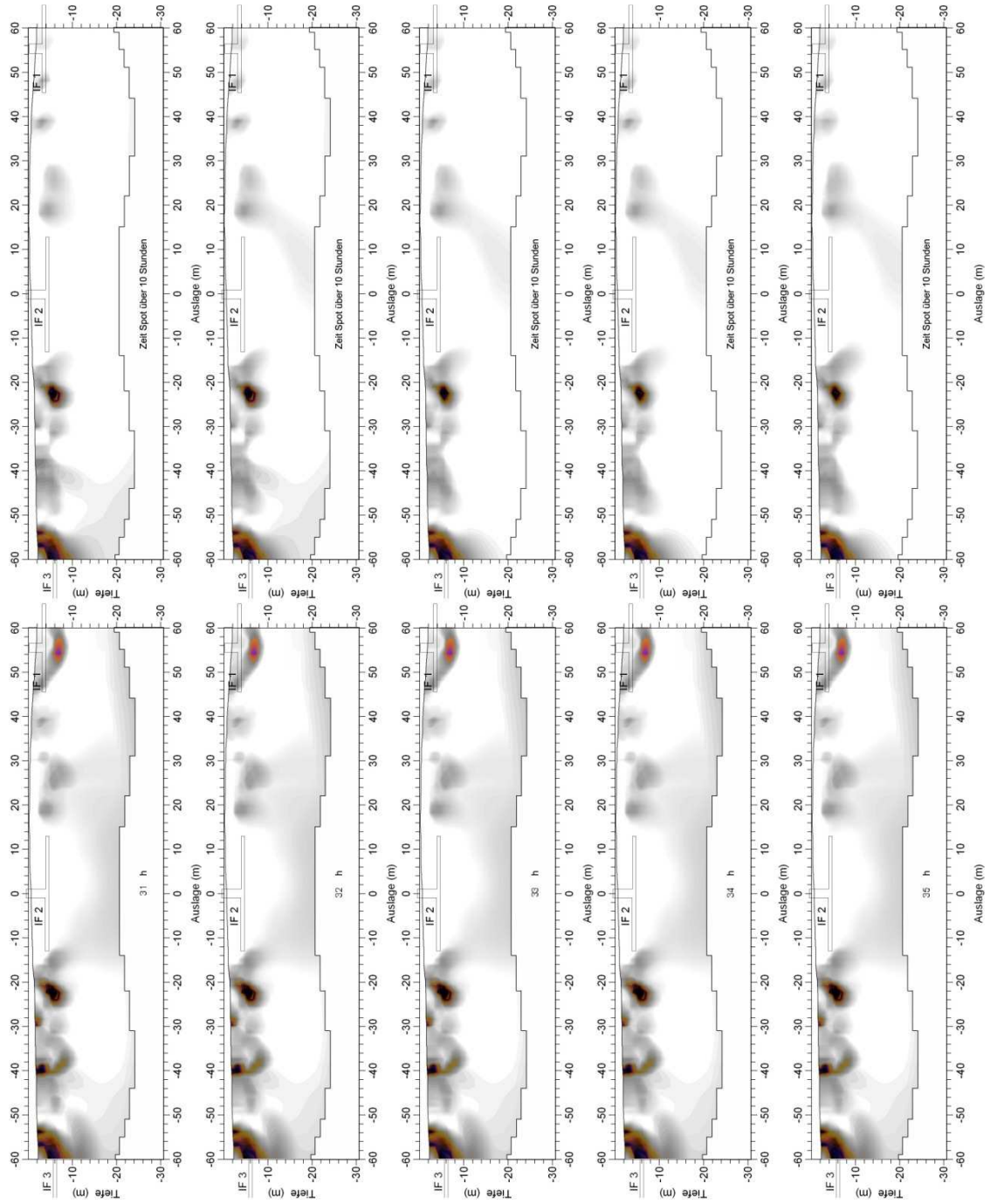


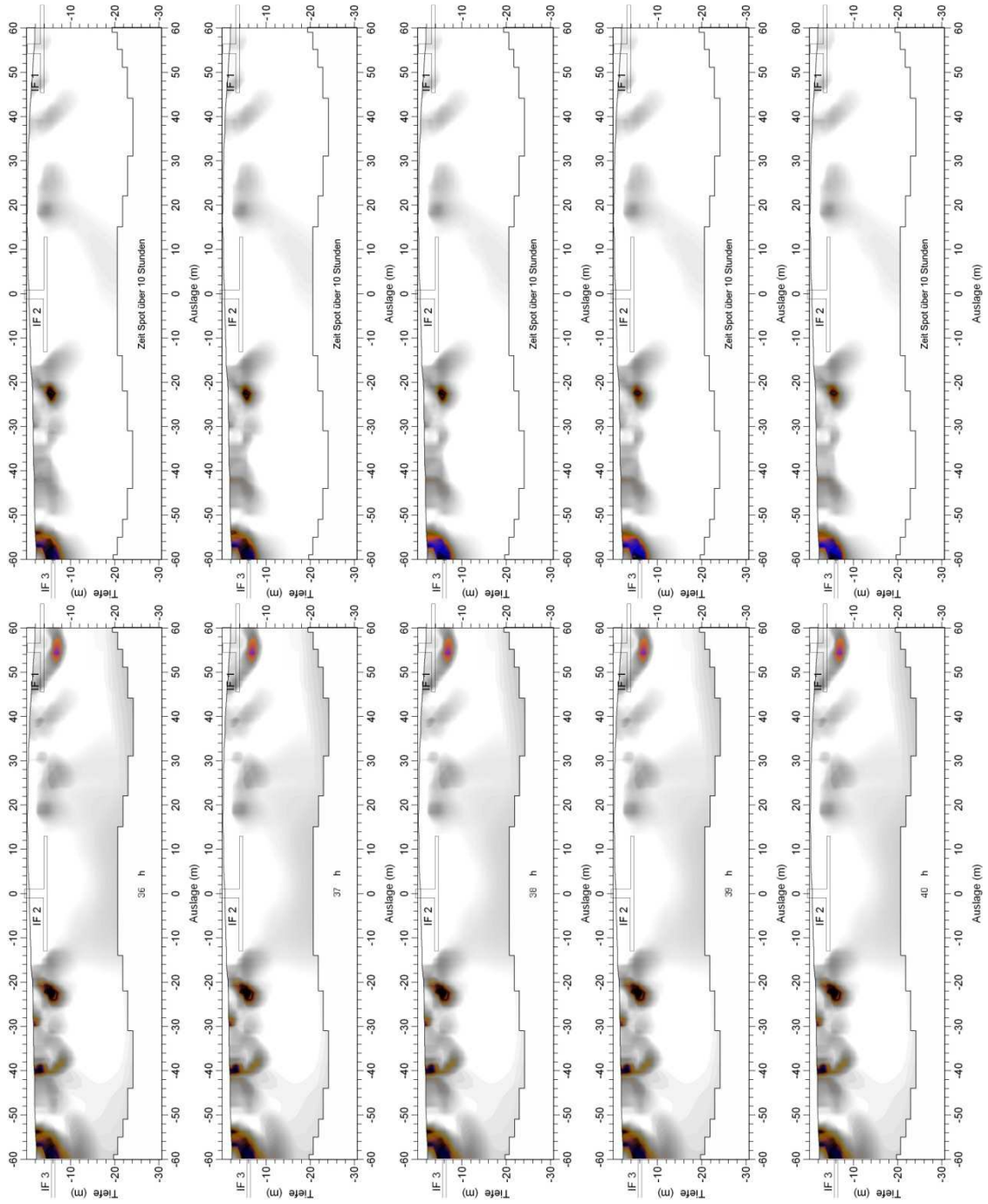


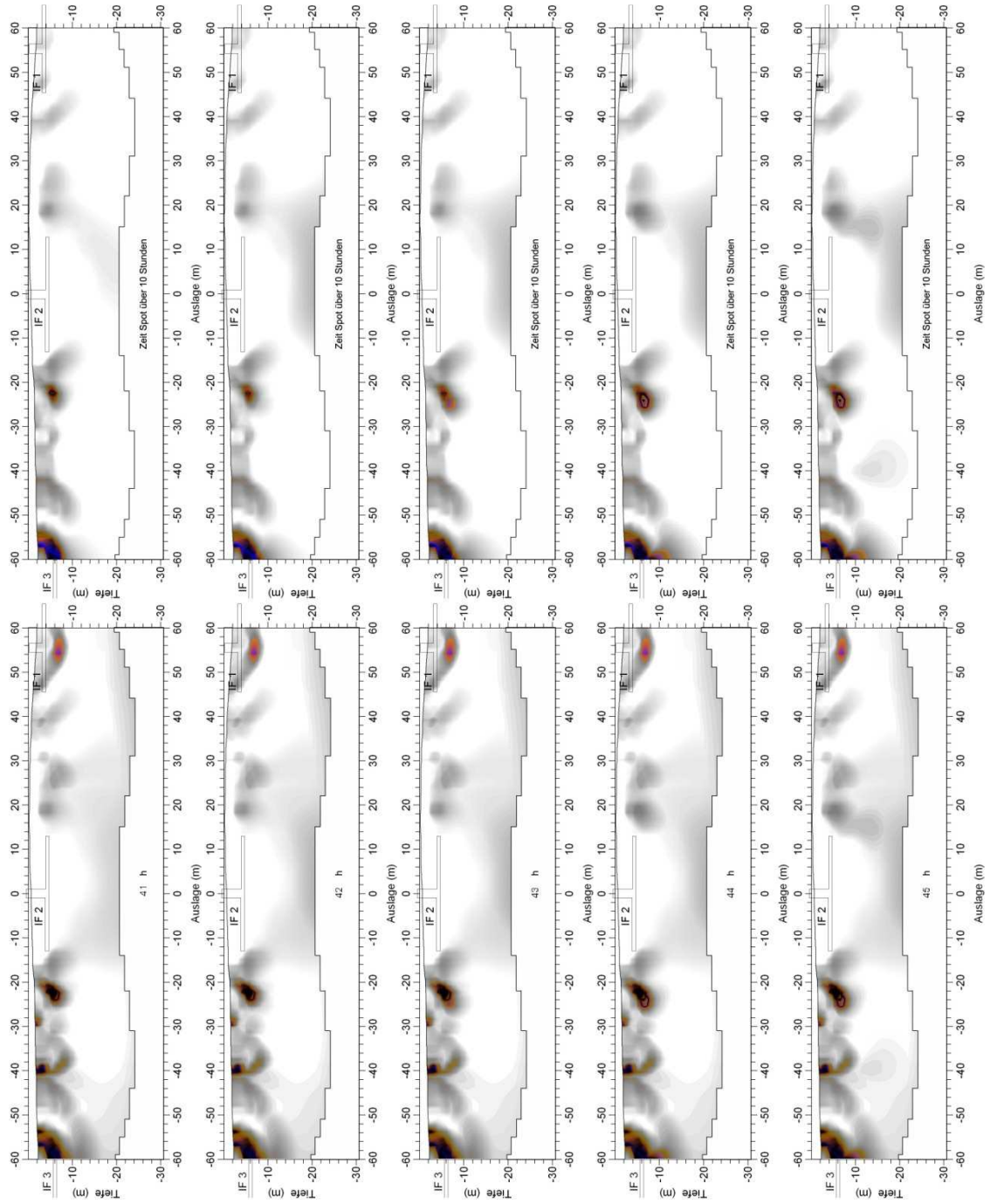


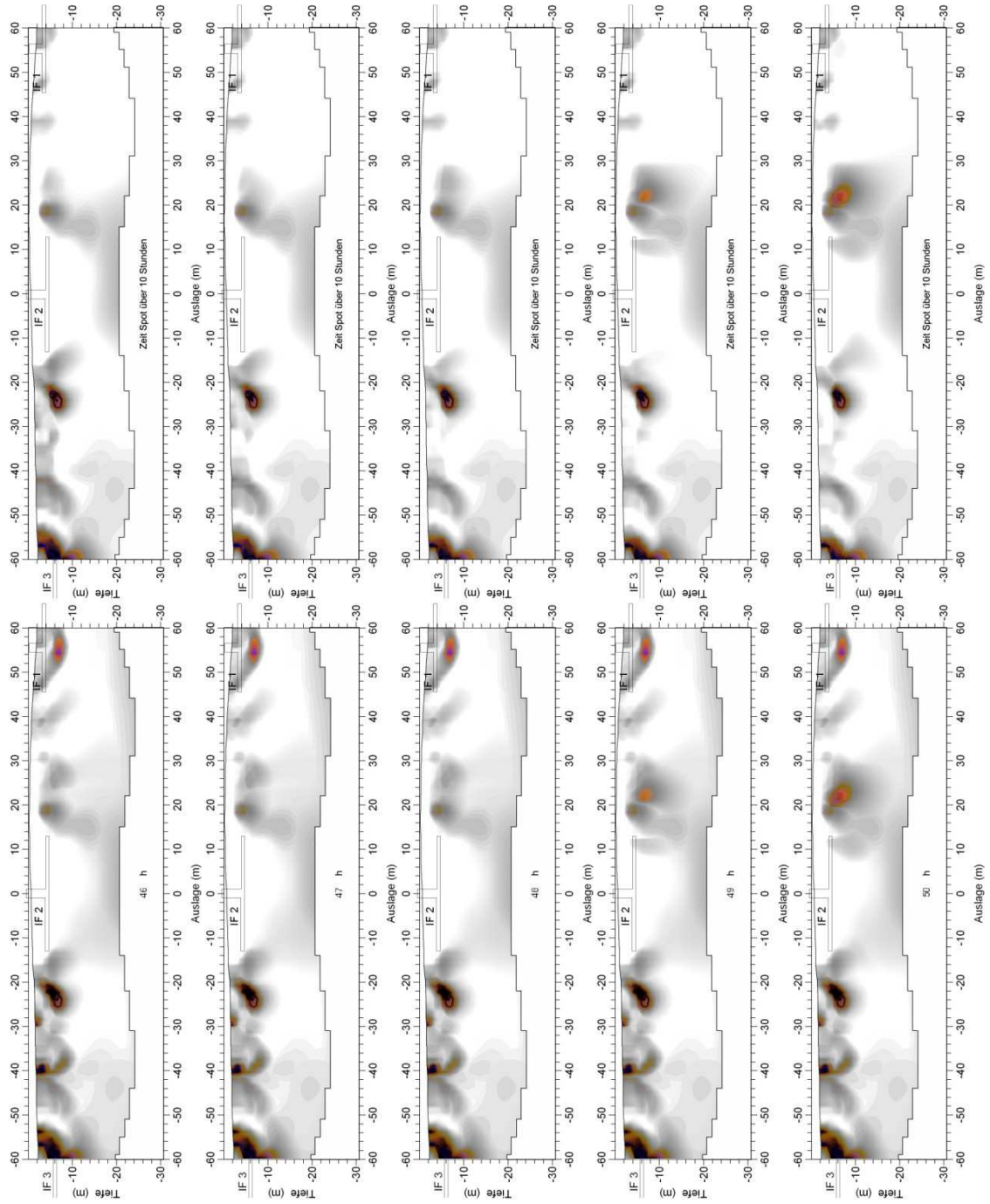


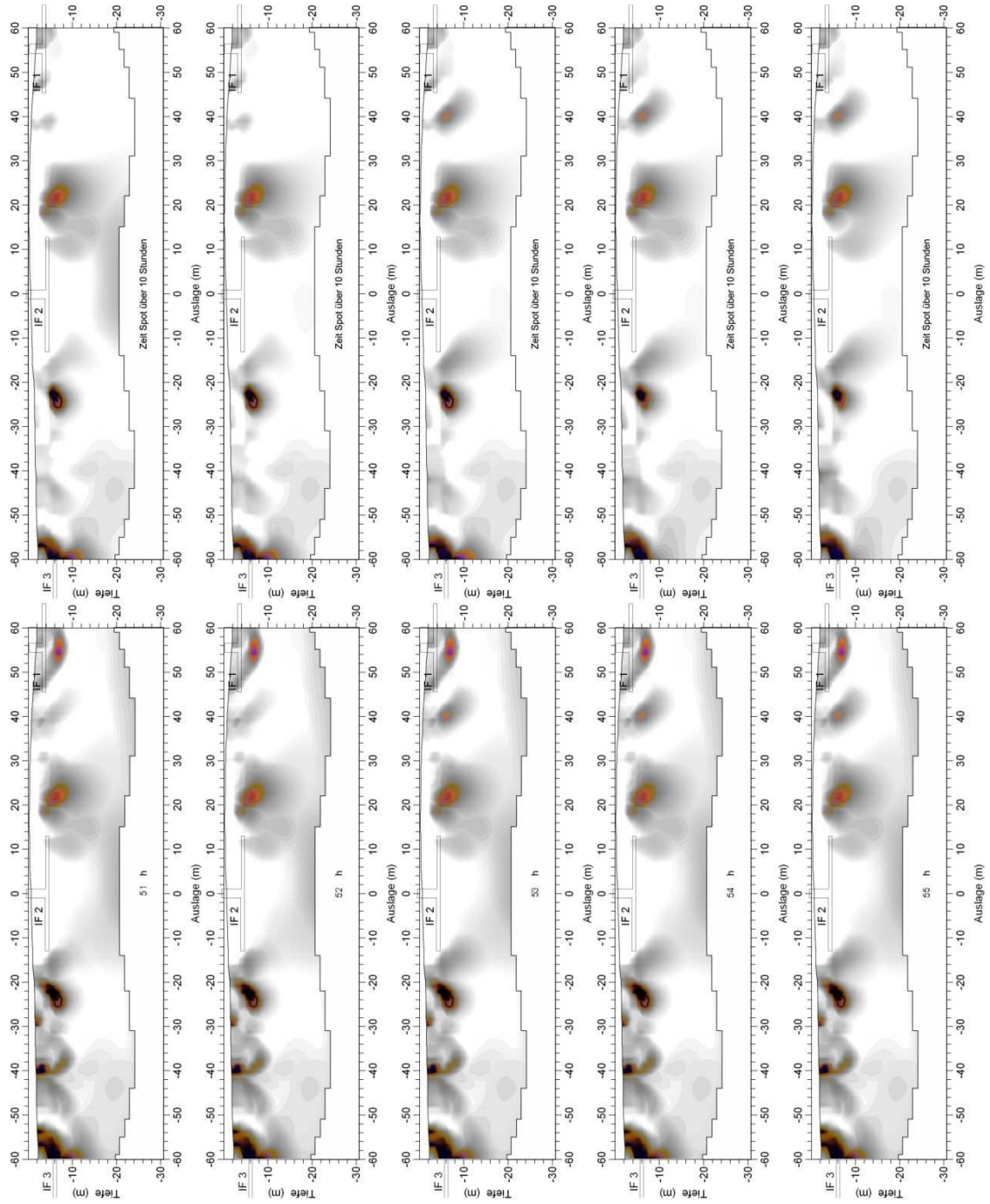


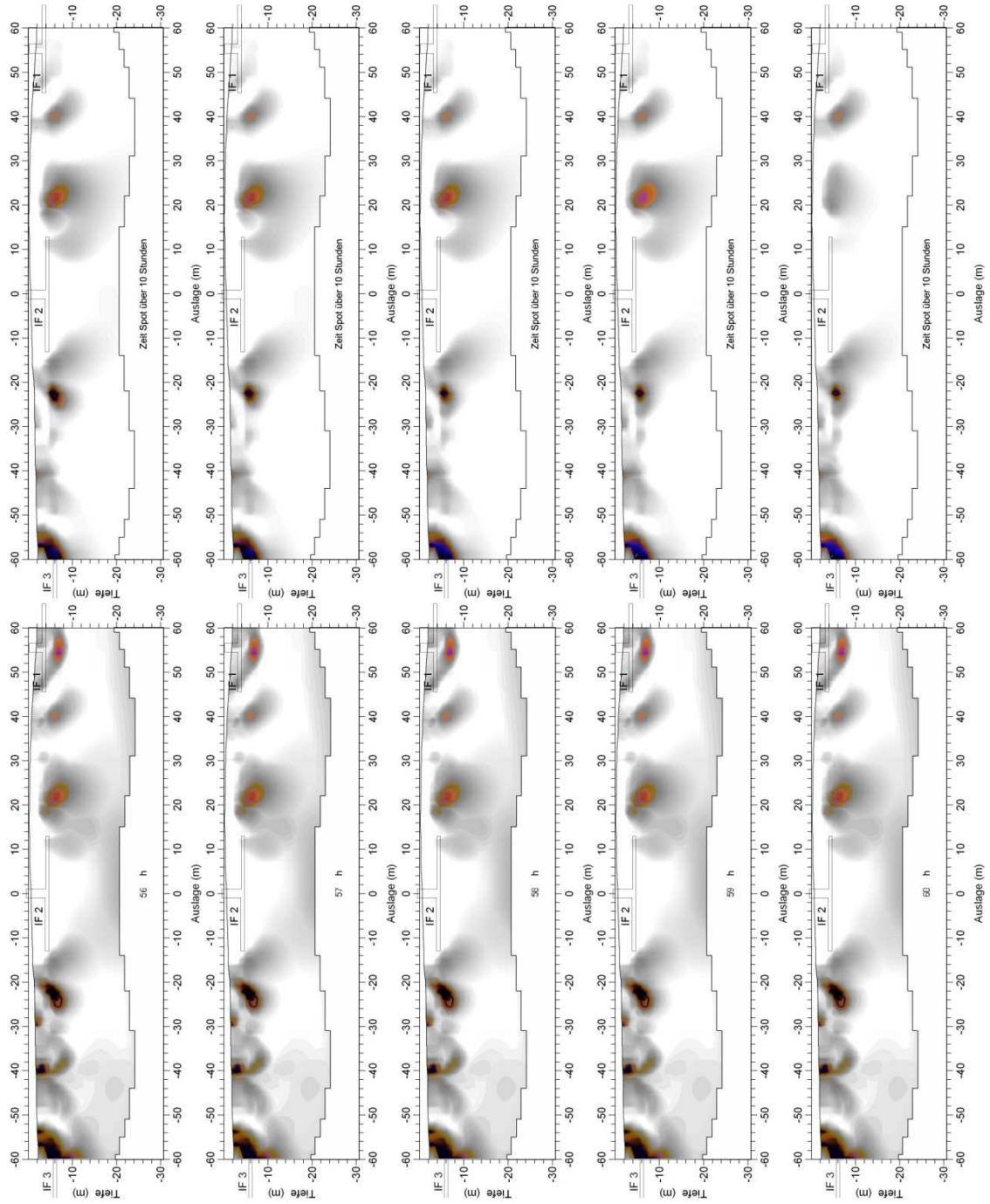


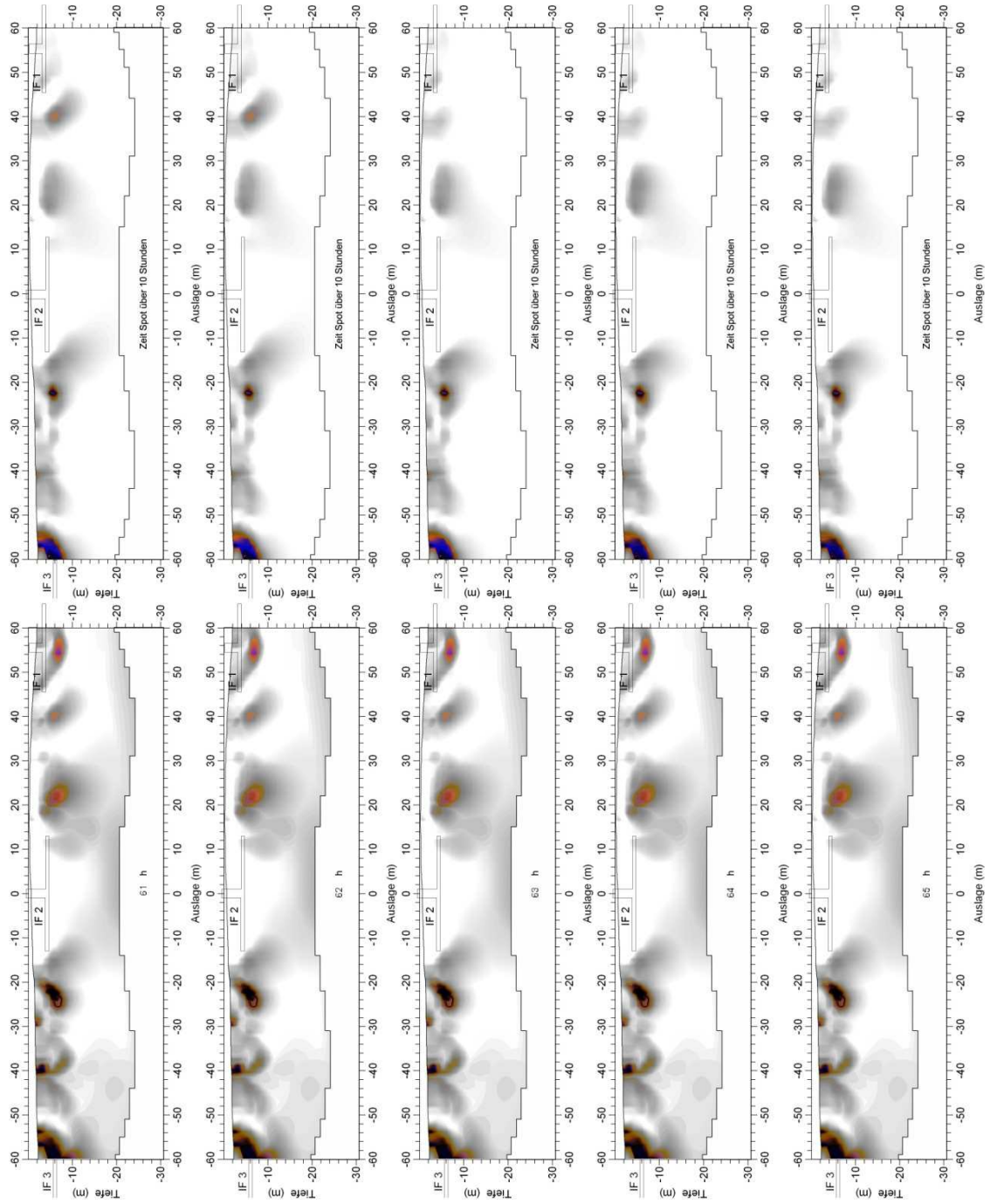


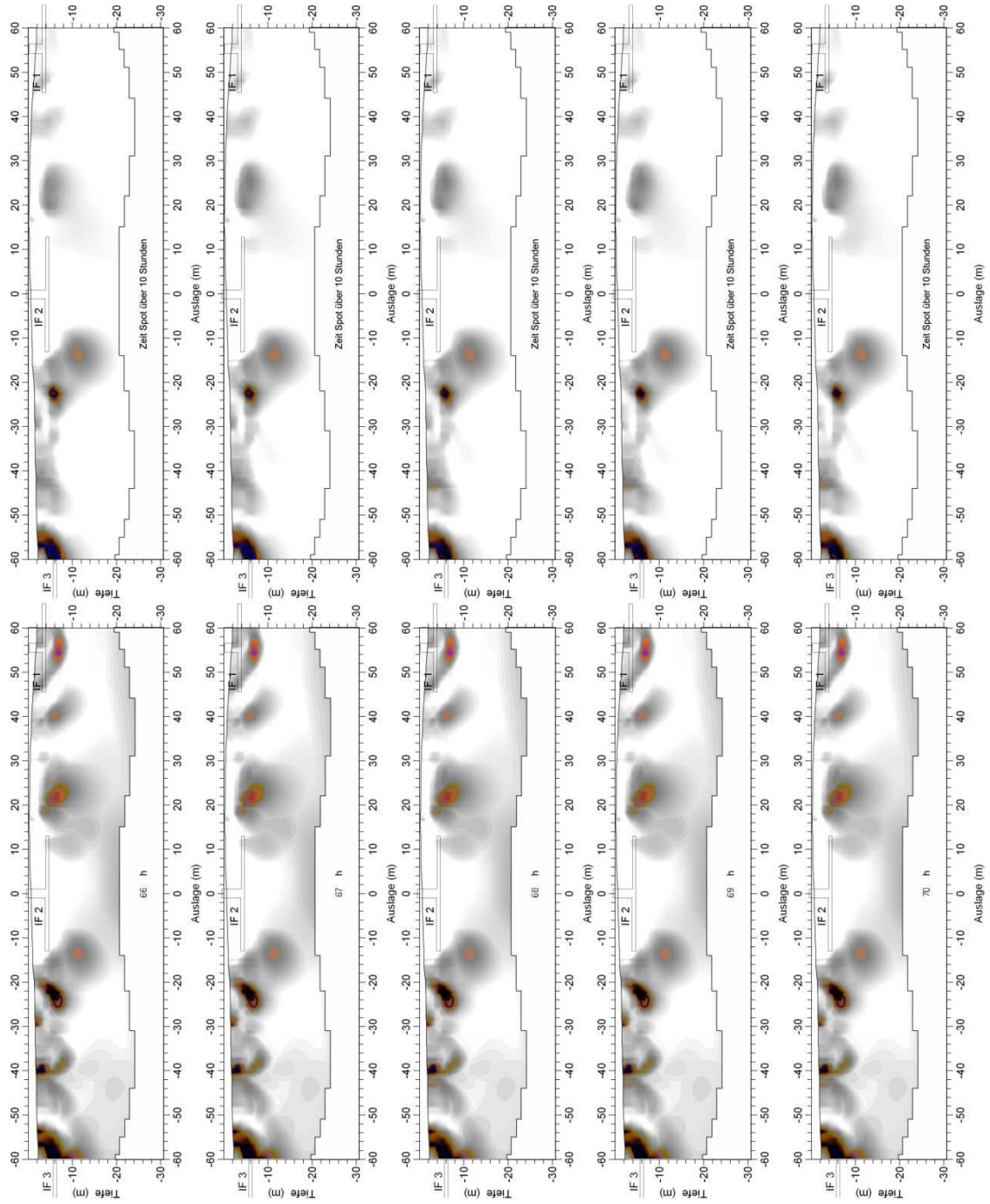


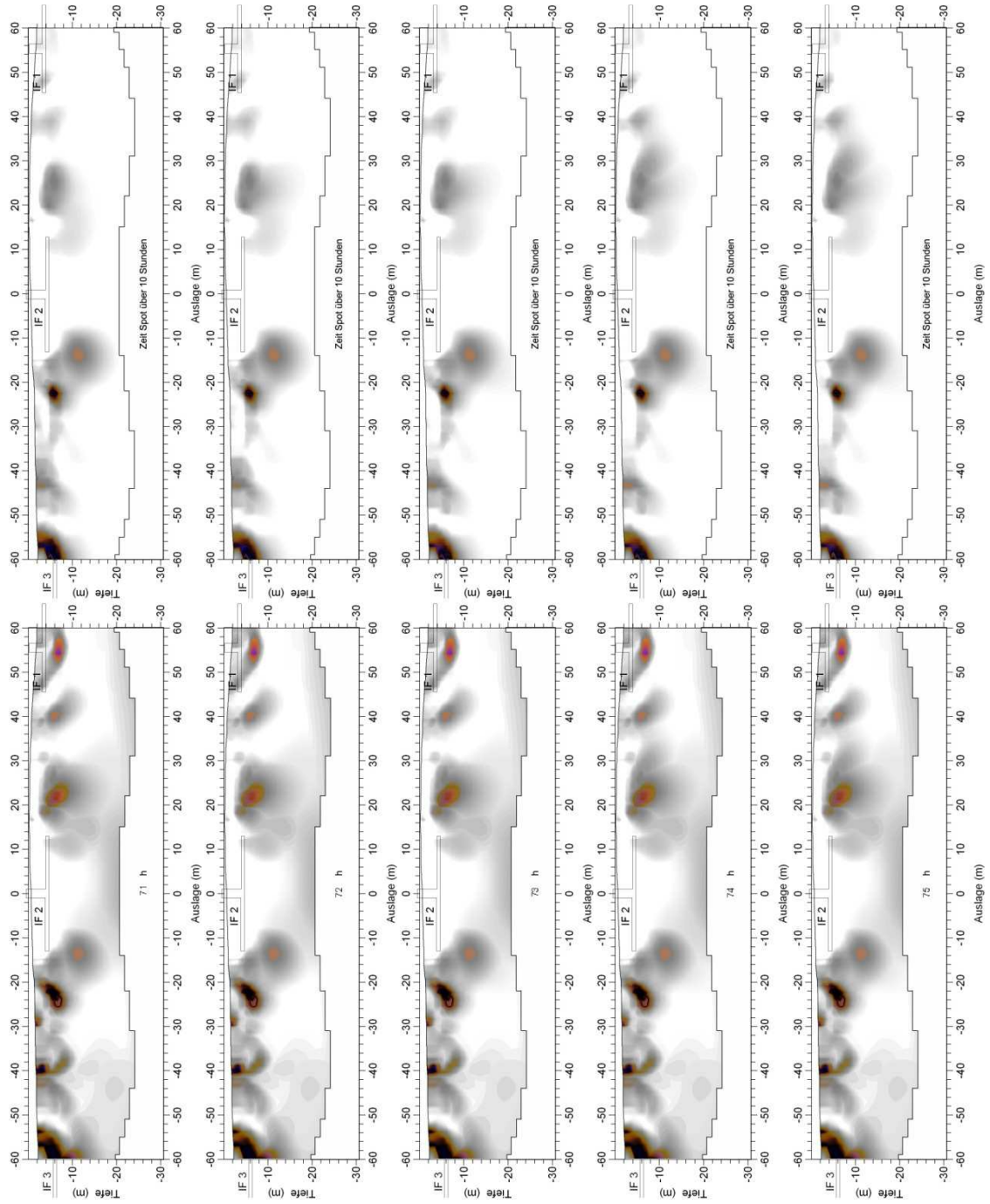


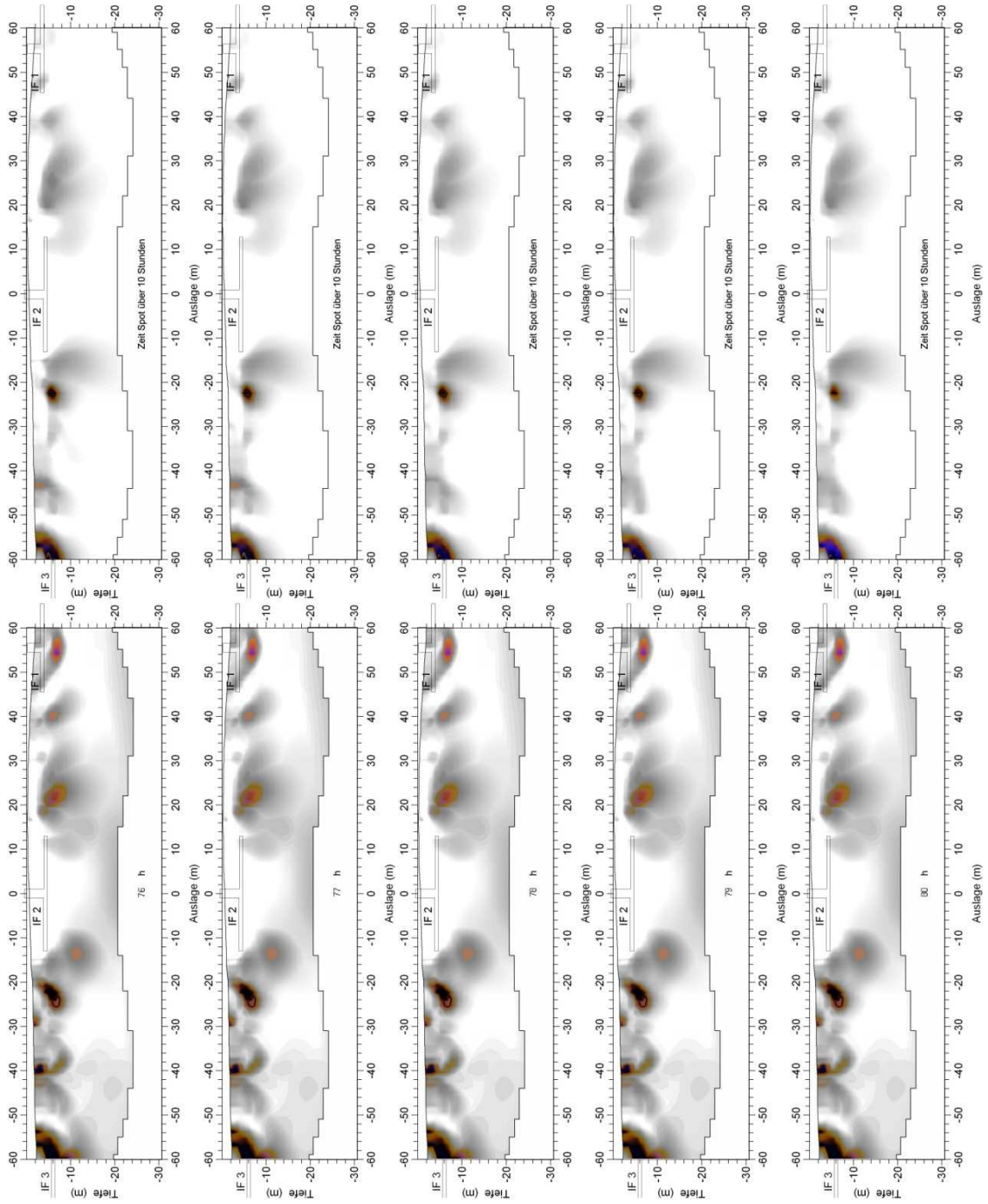


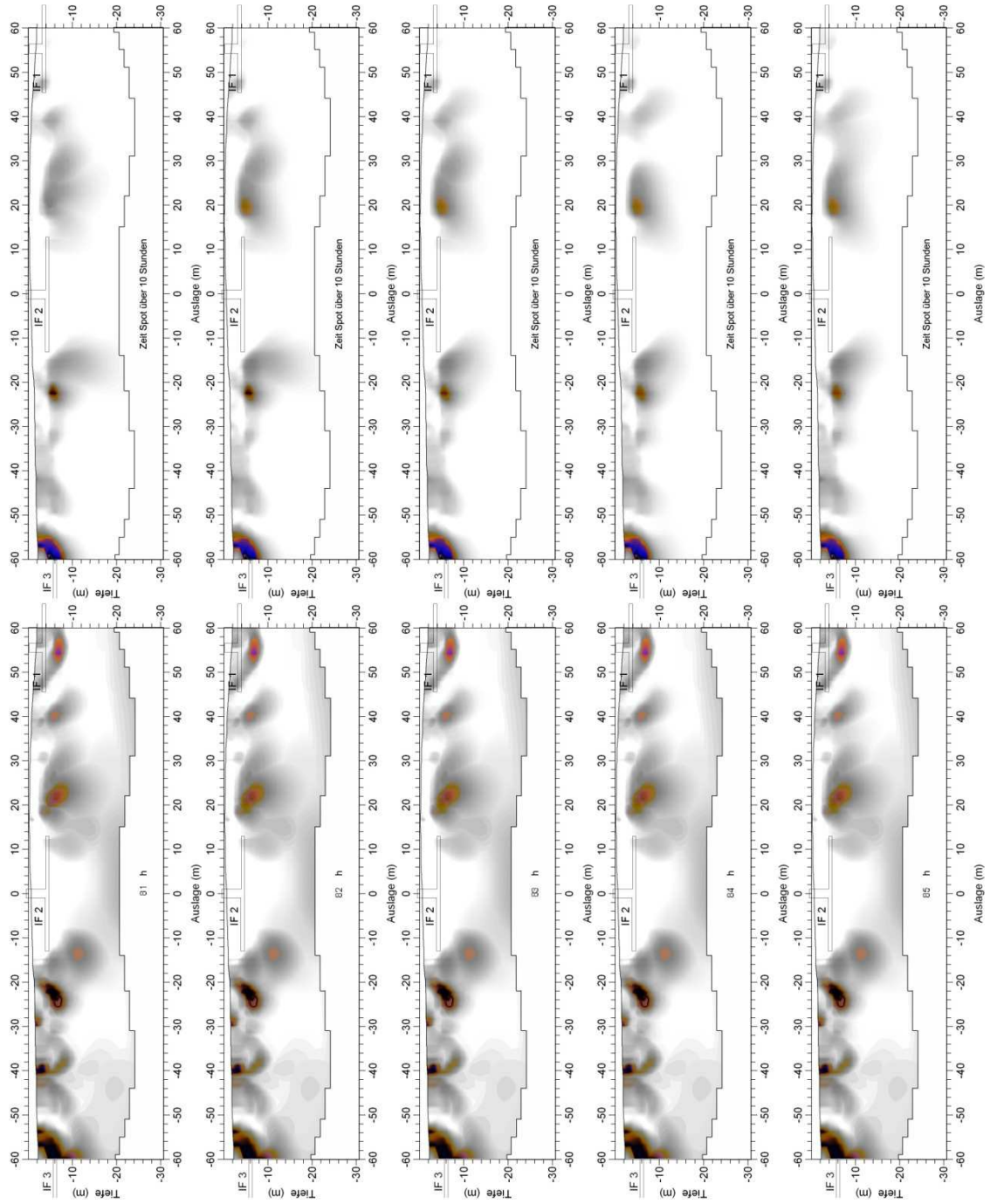


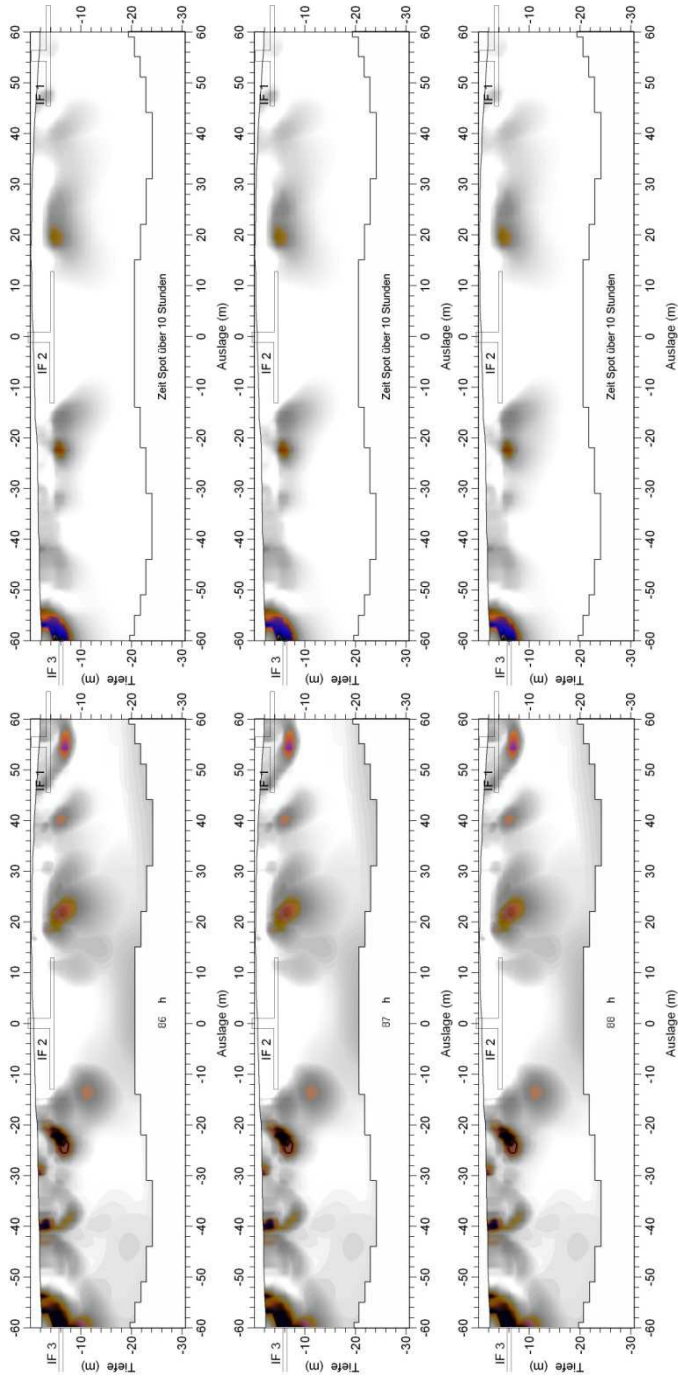




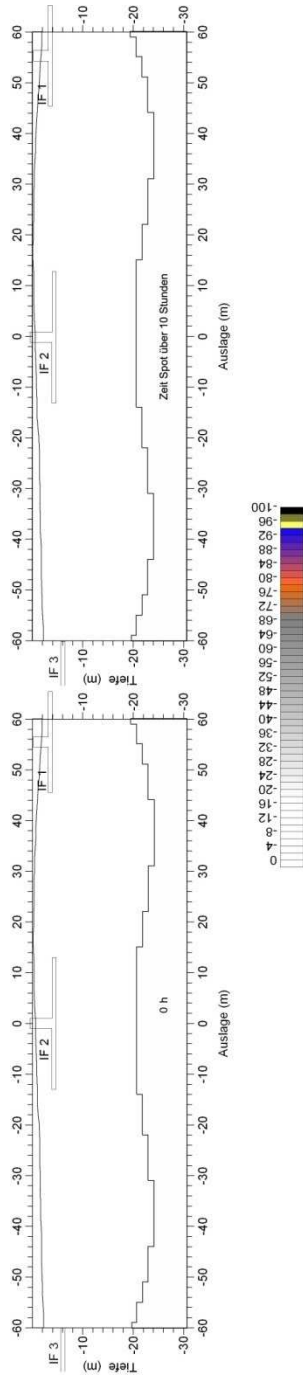


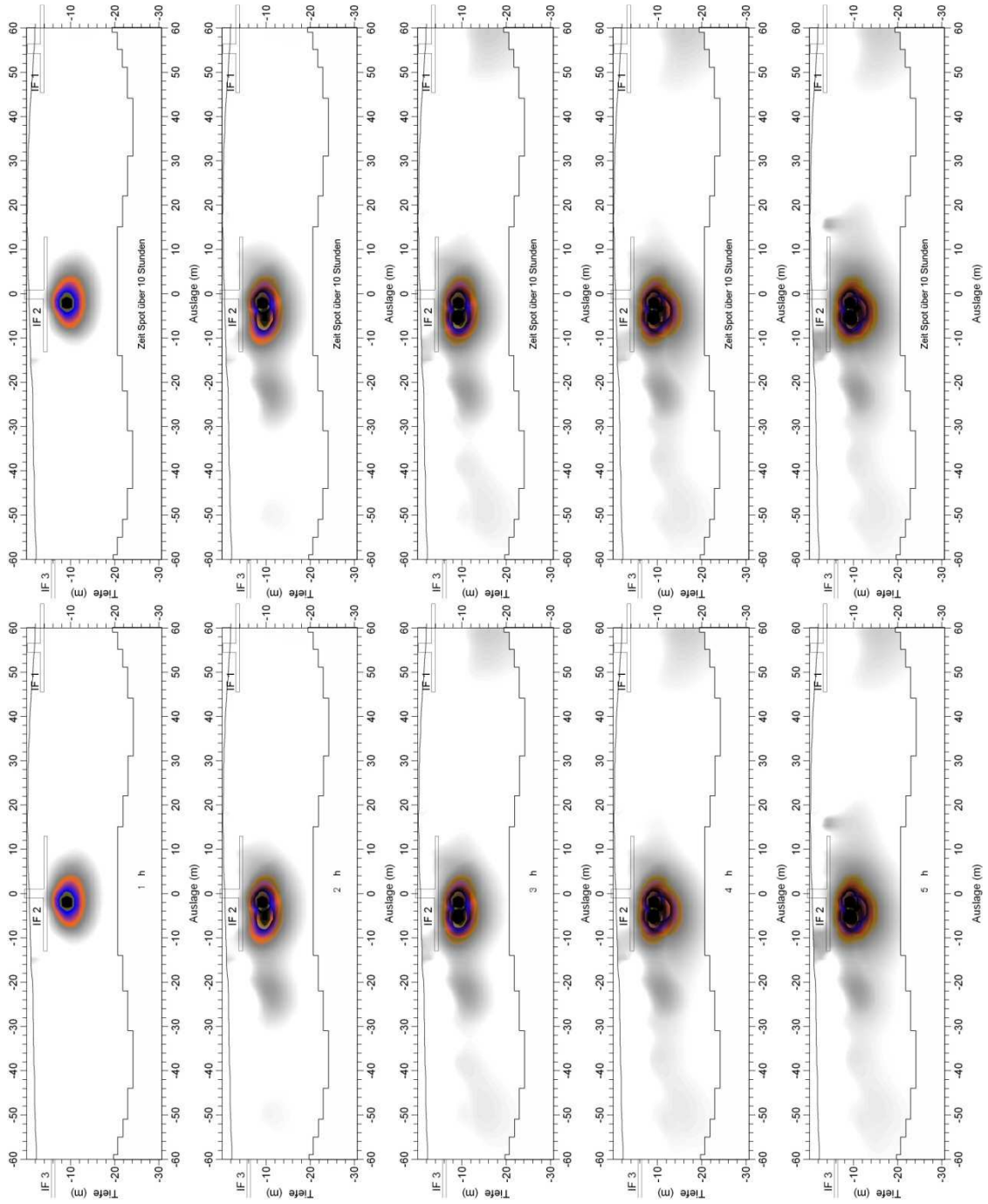


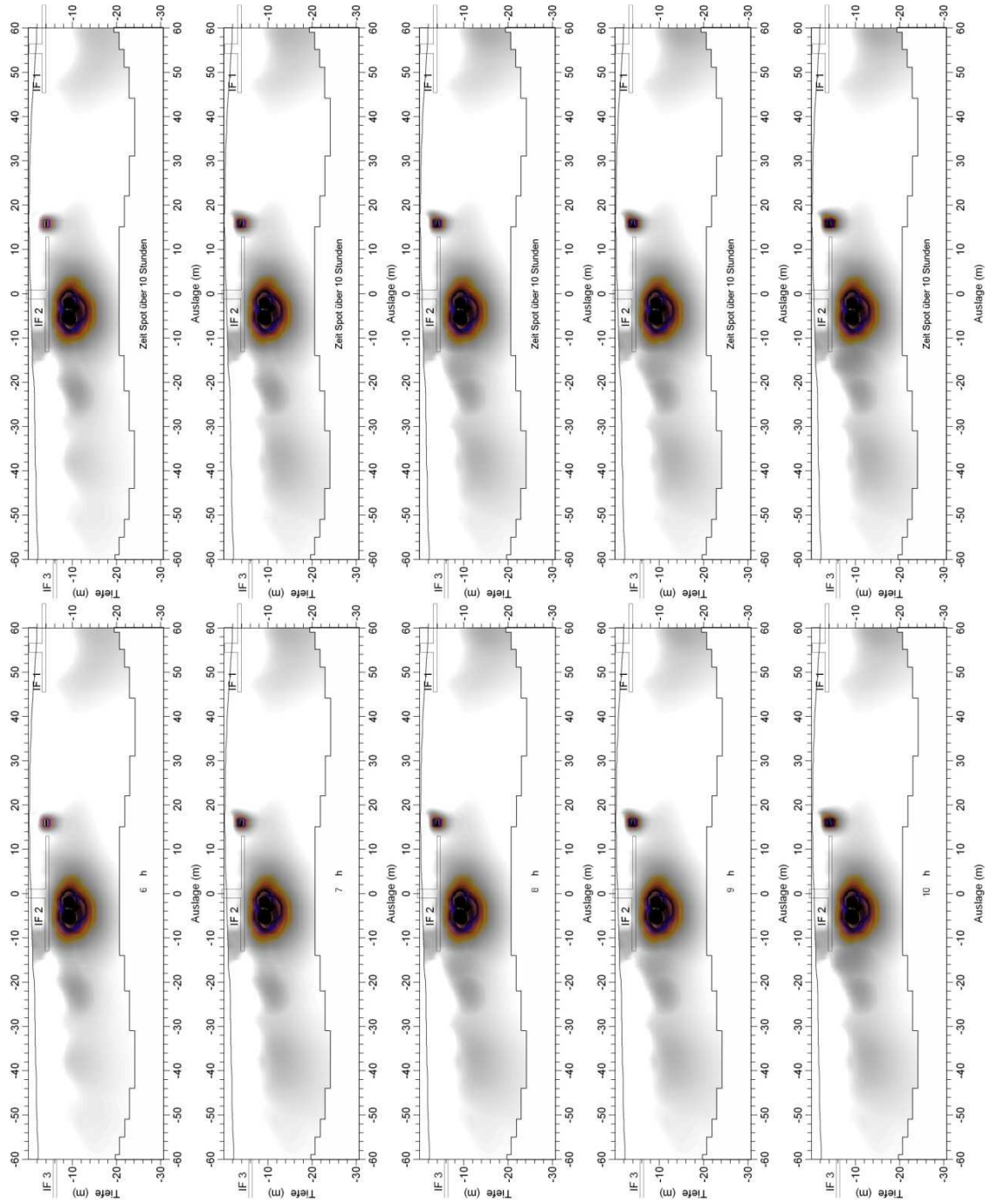


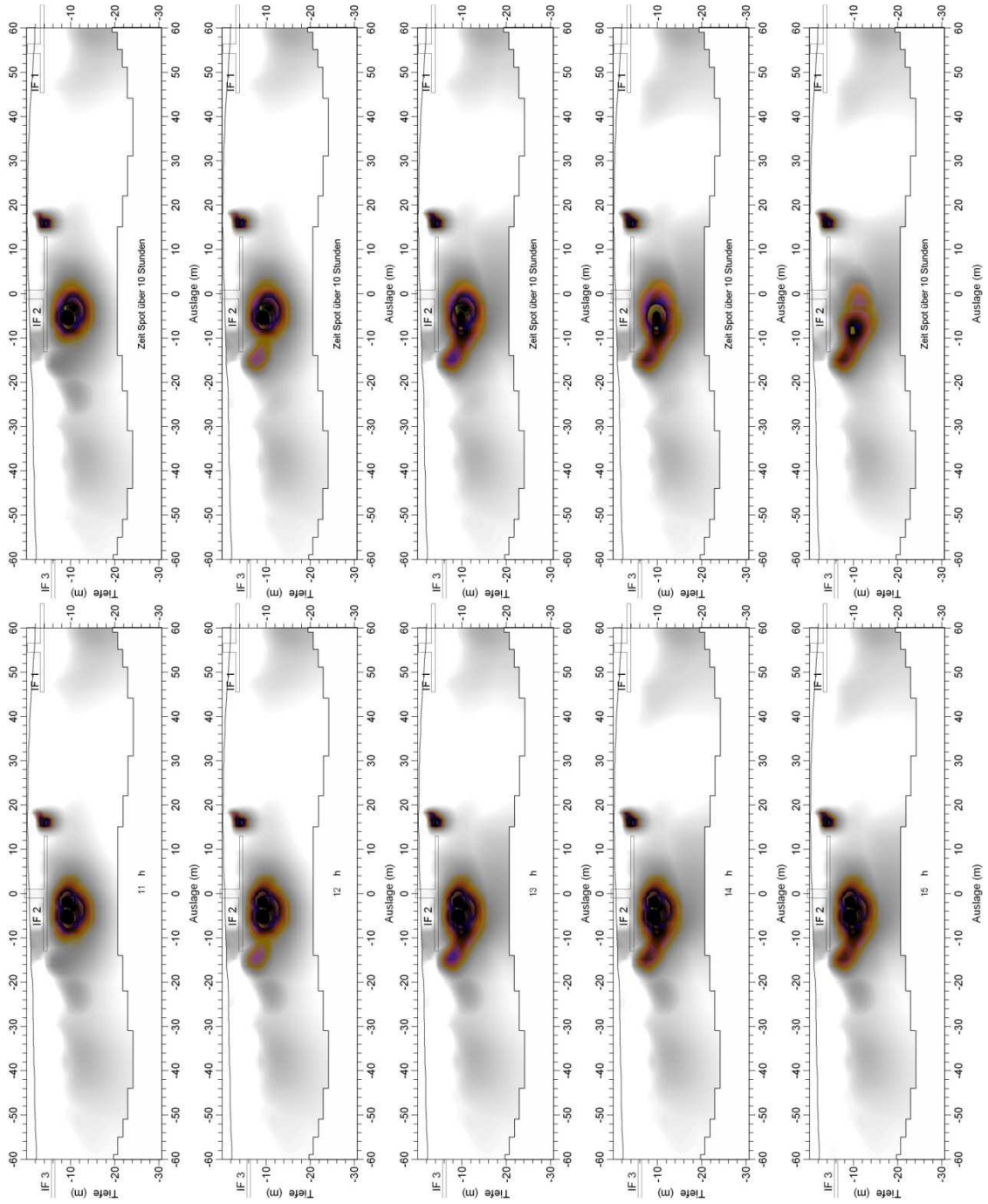


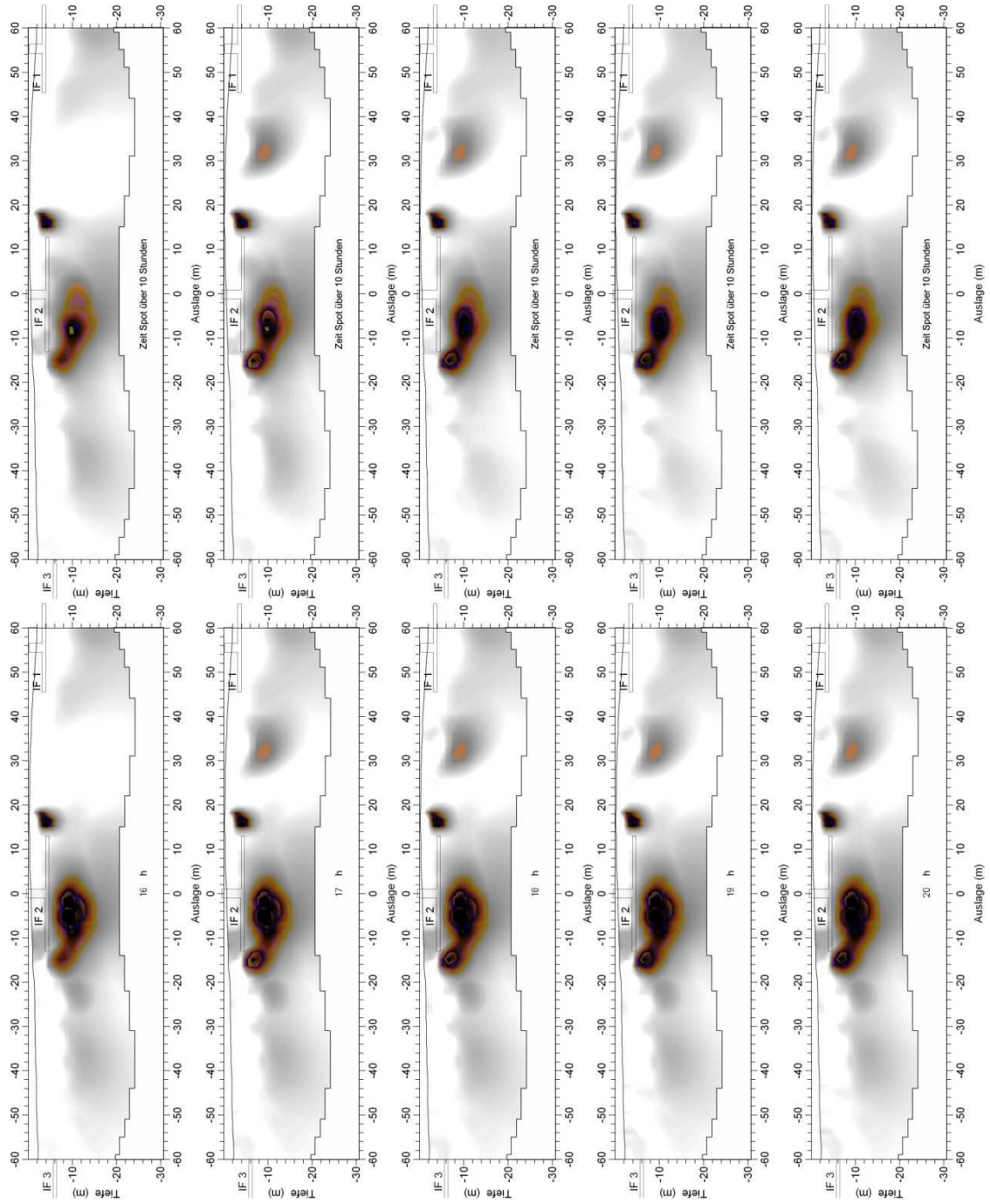
Messung 13

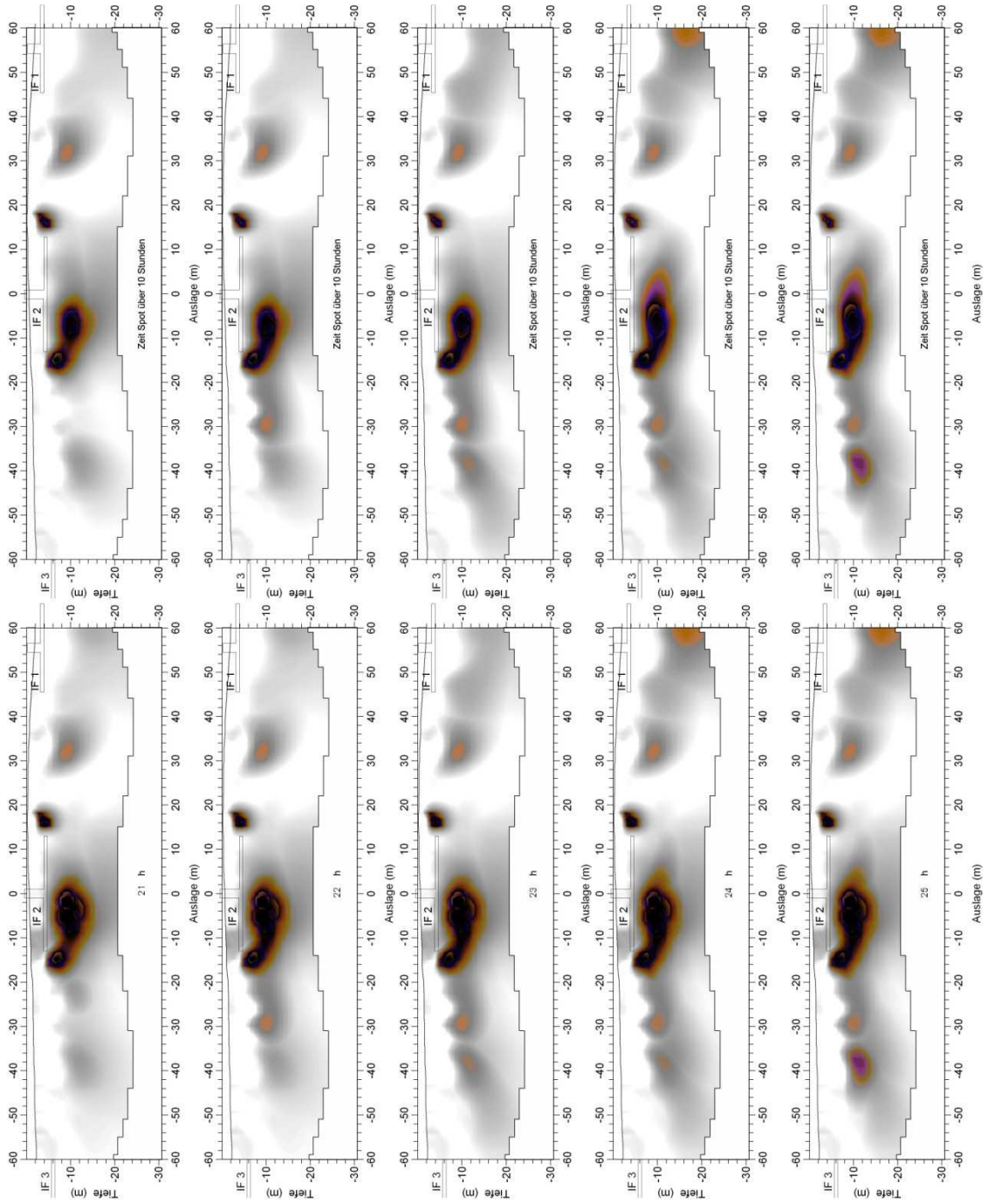


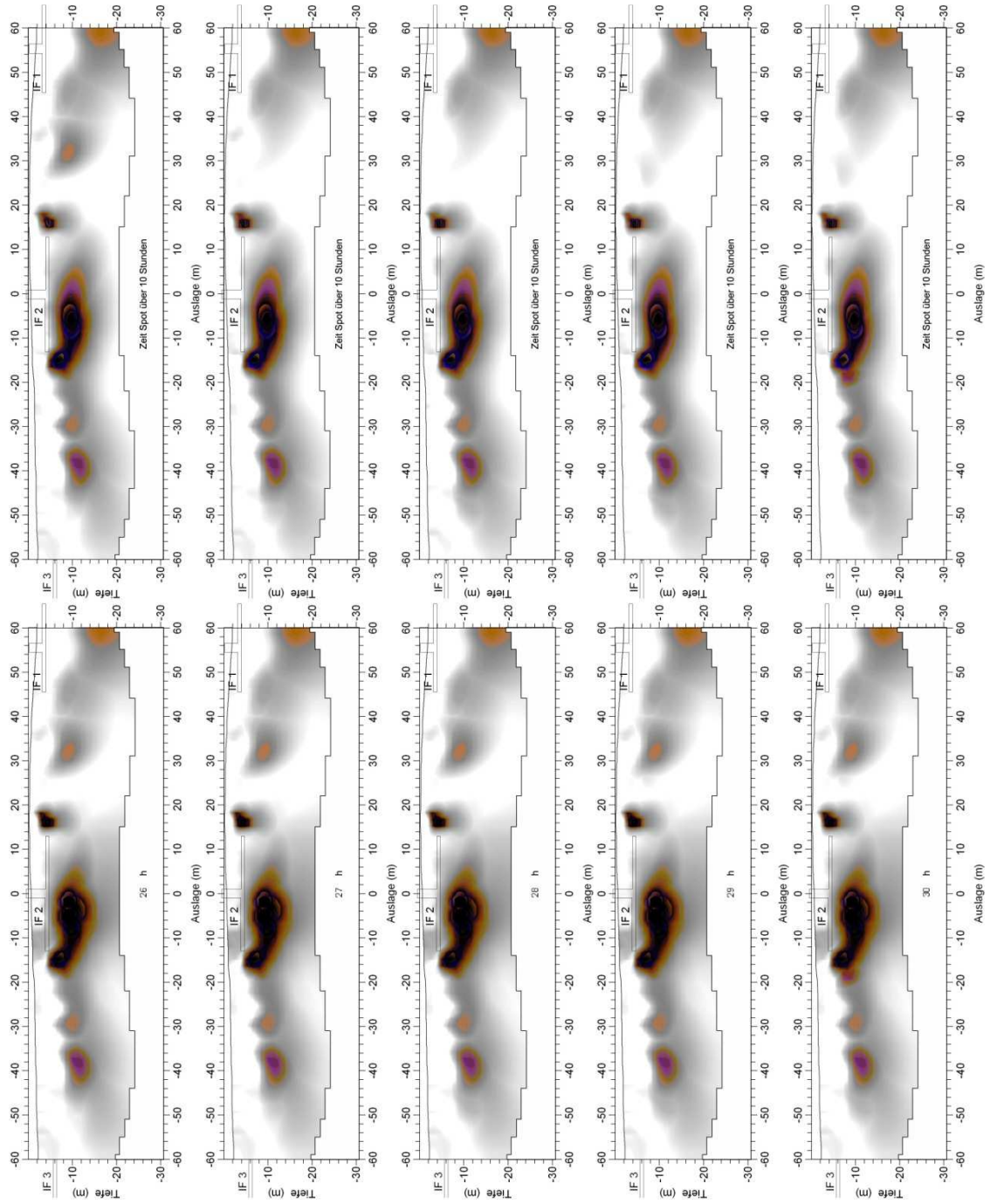


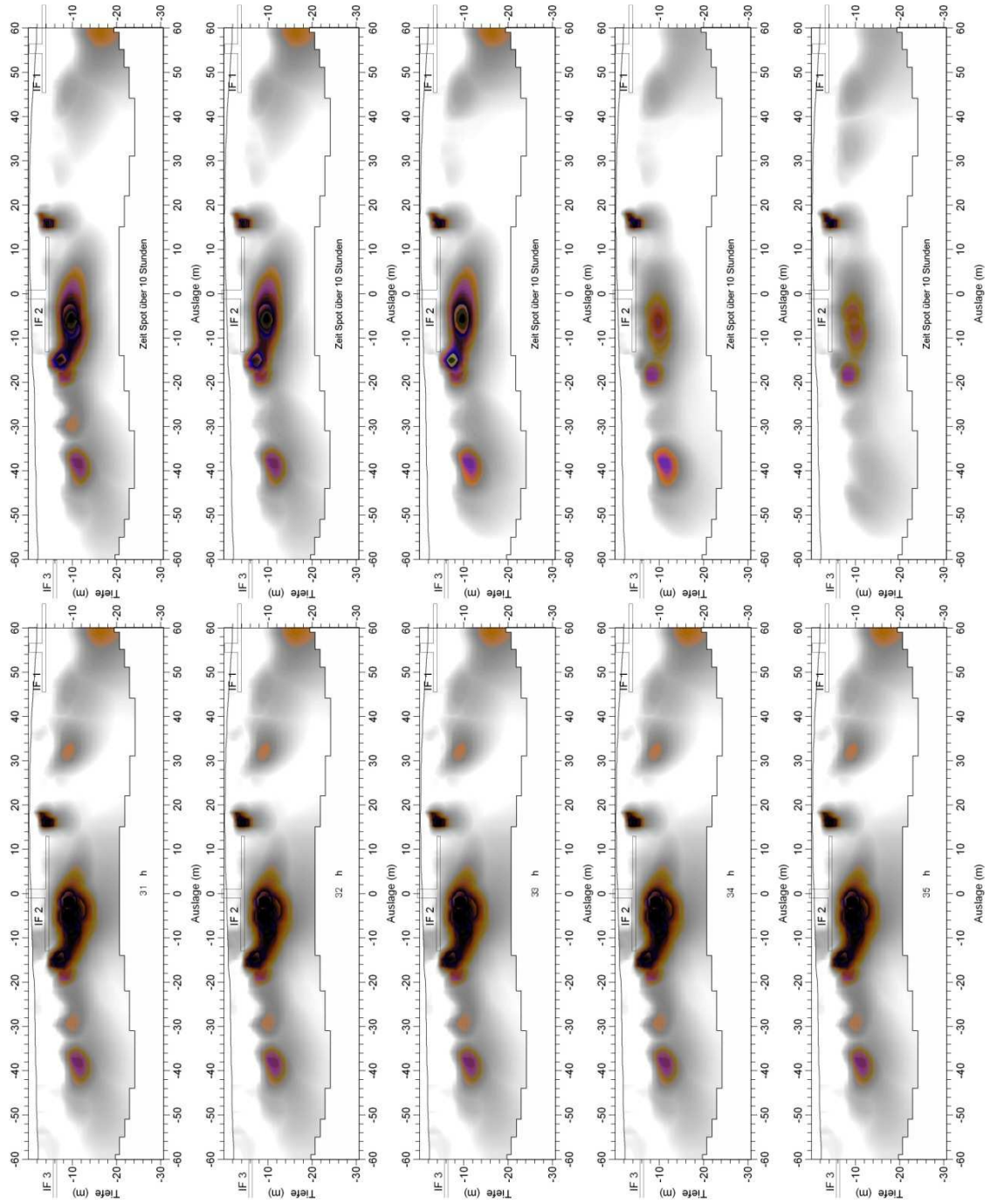


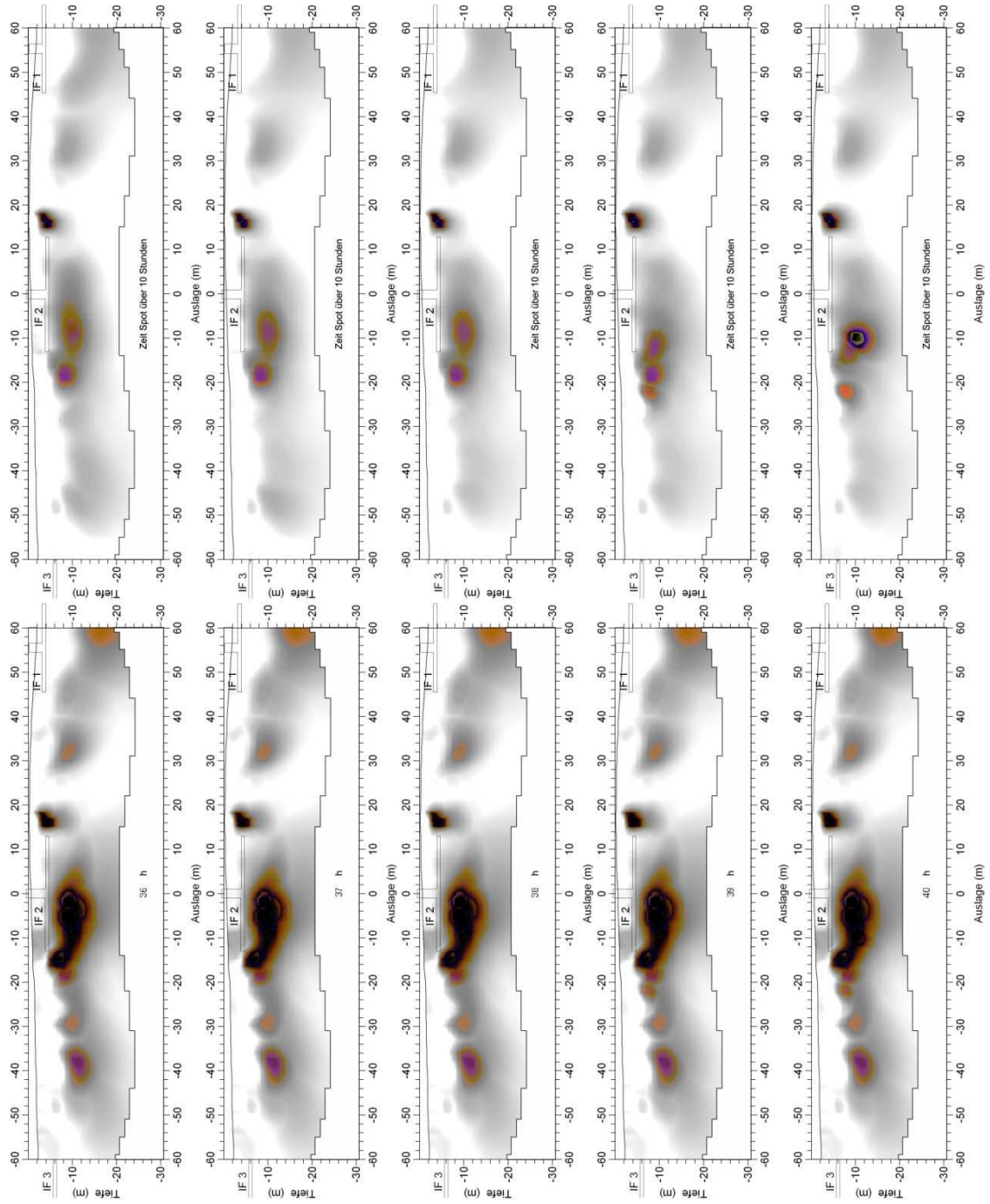


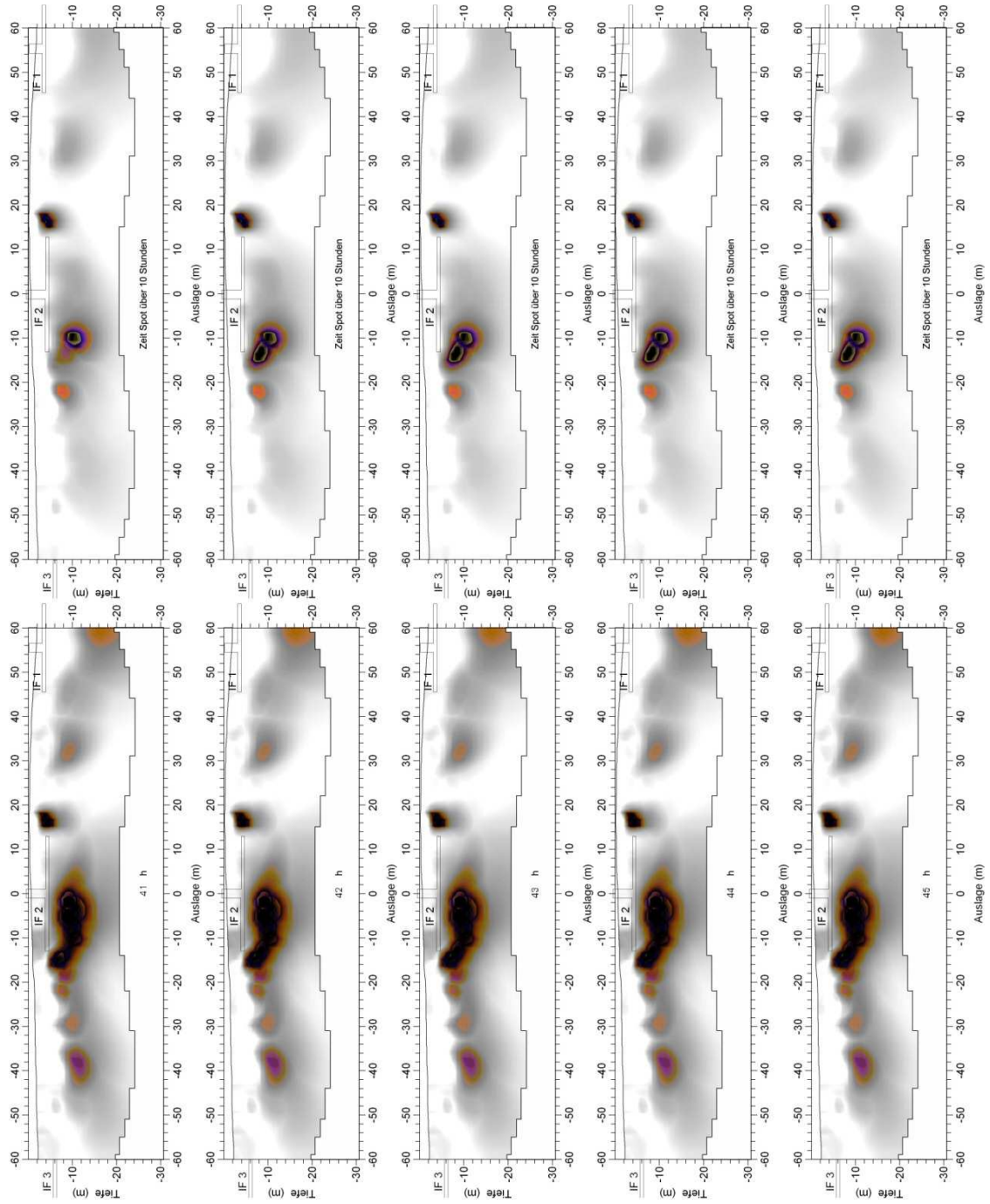


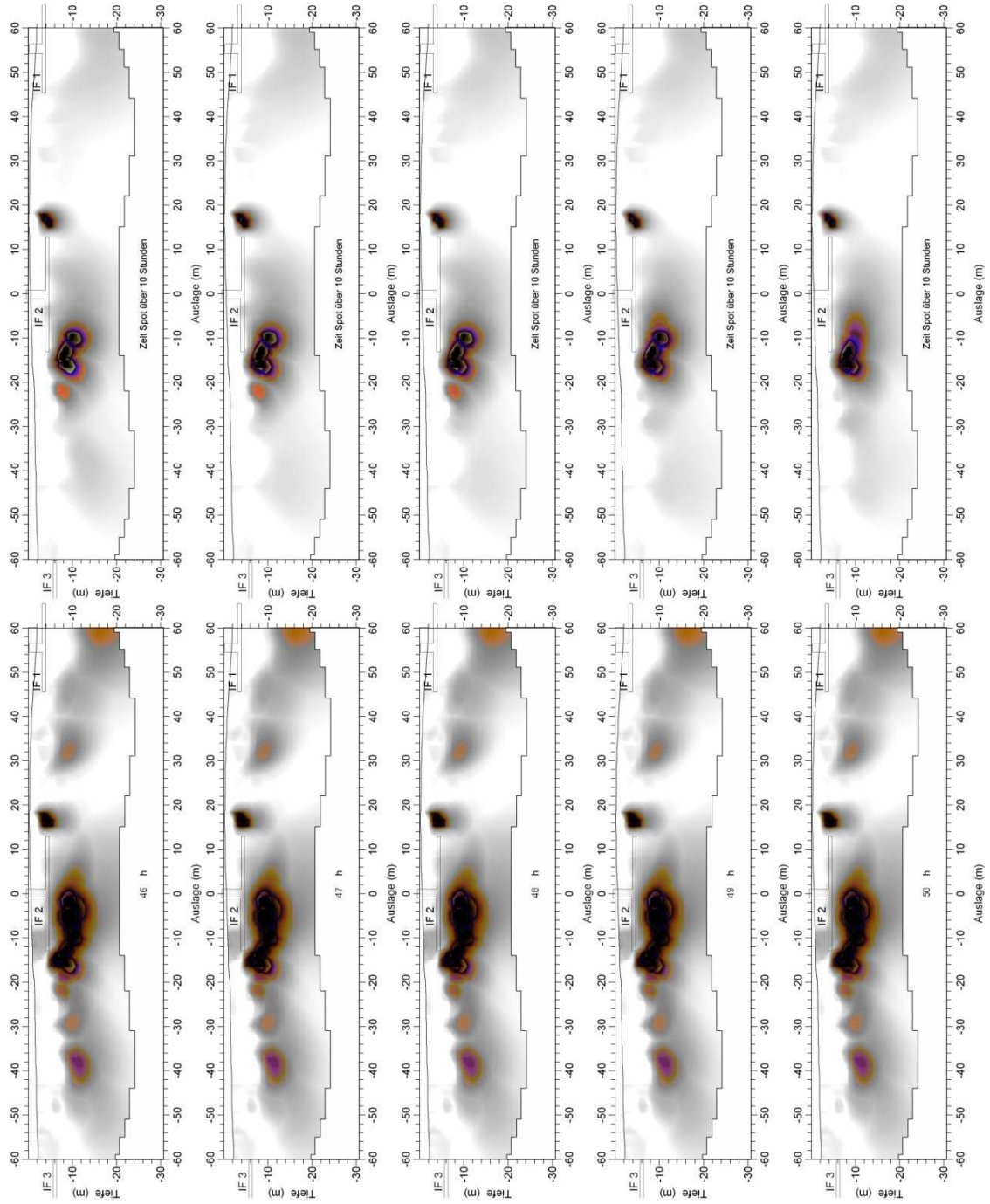


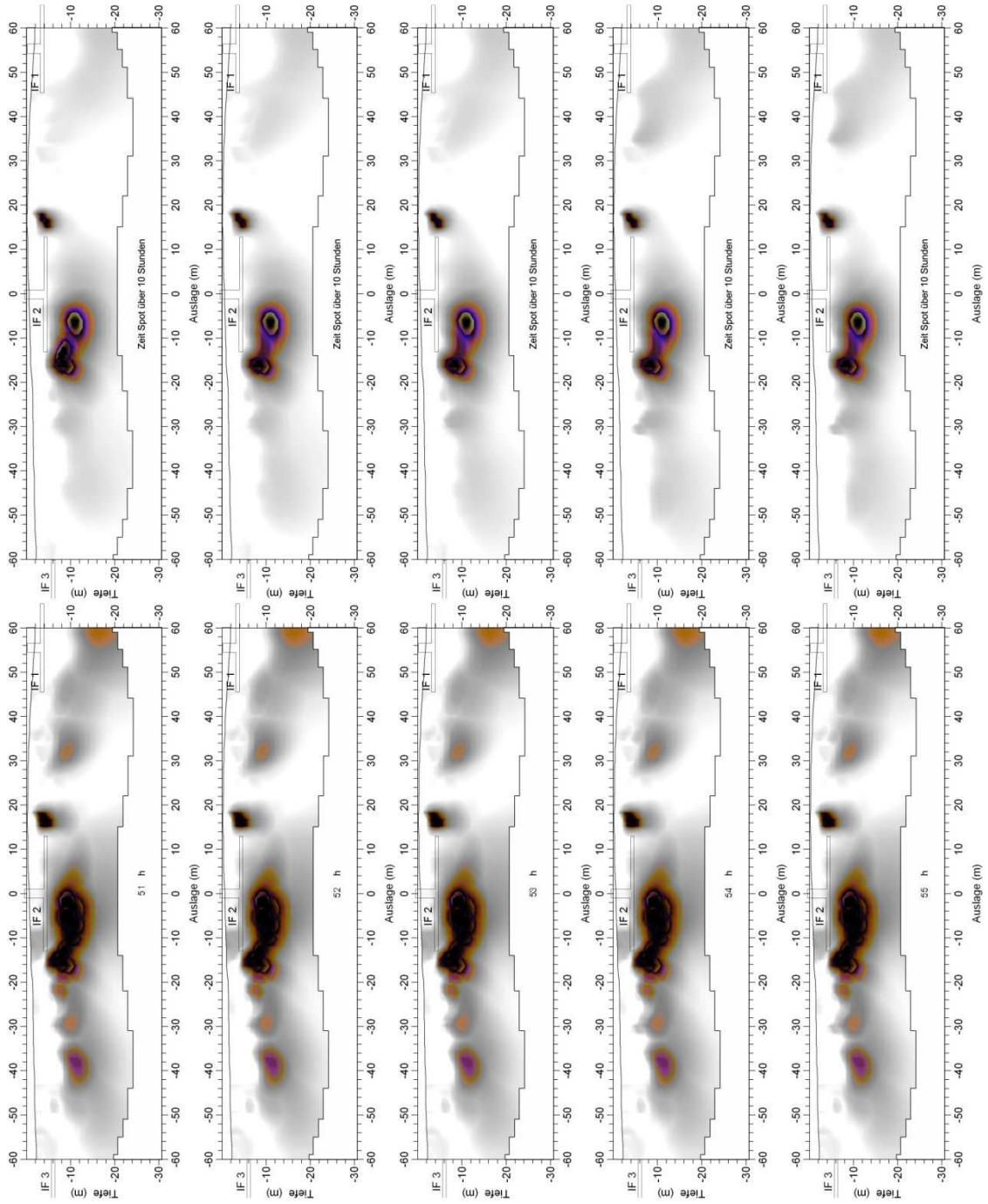


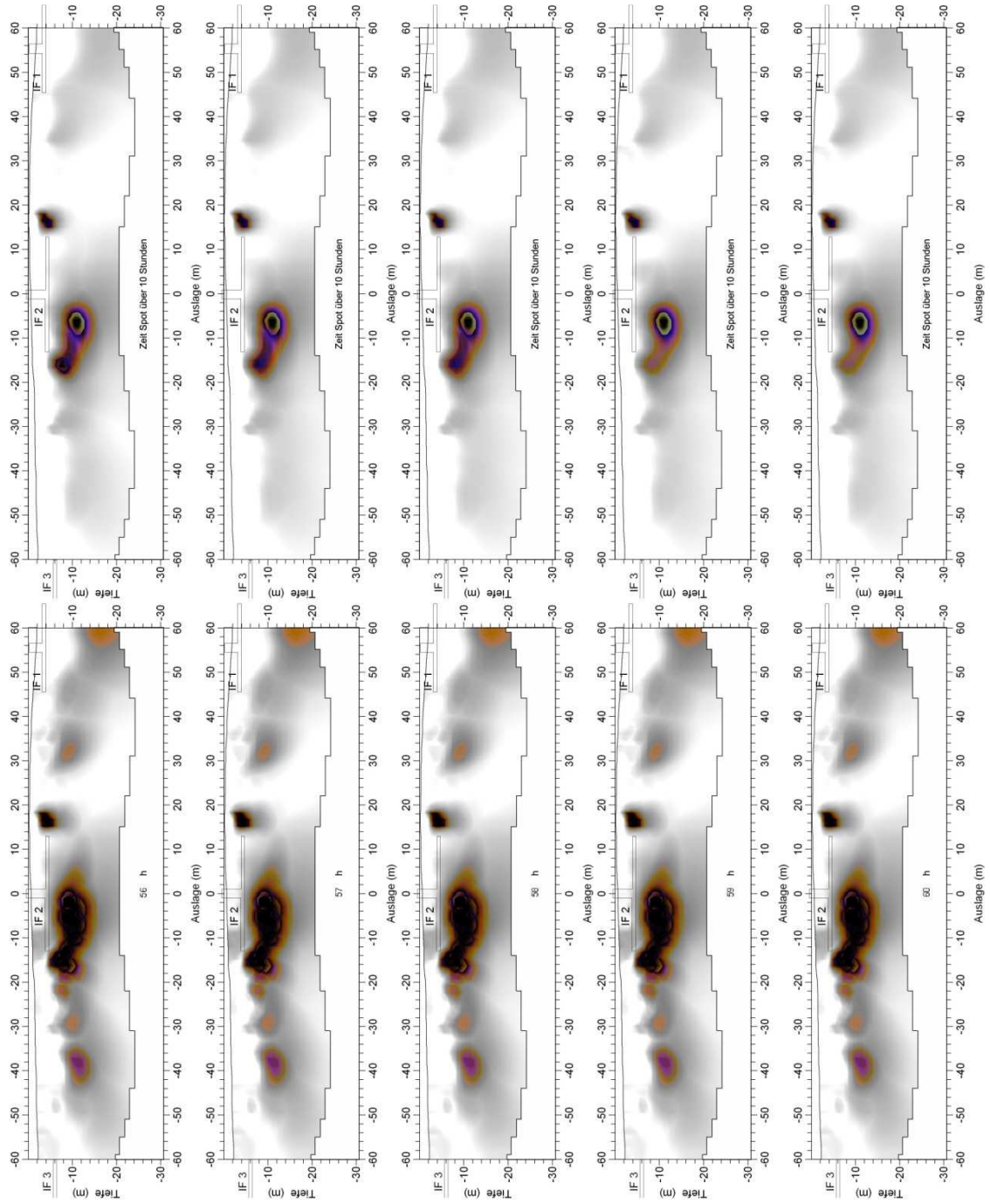


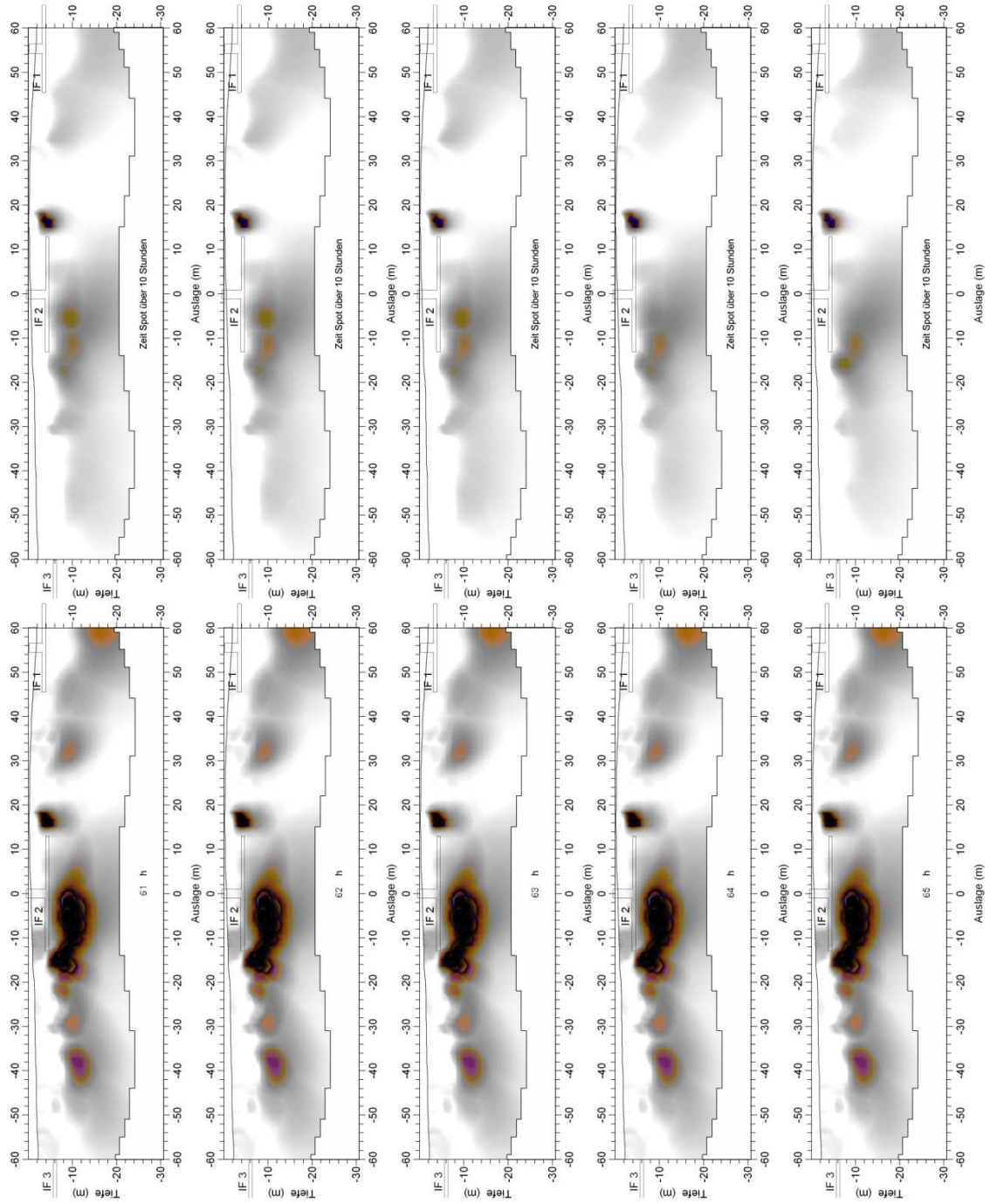


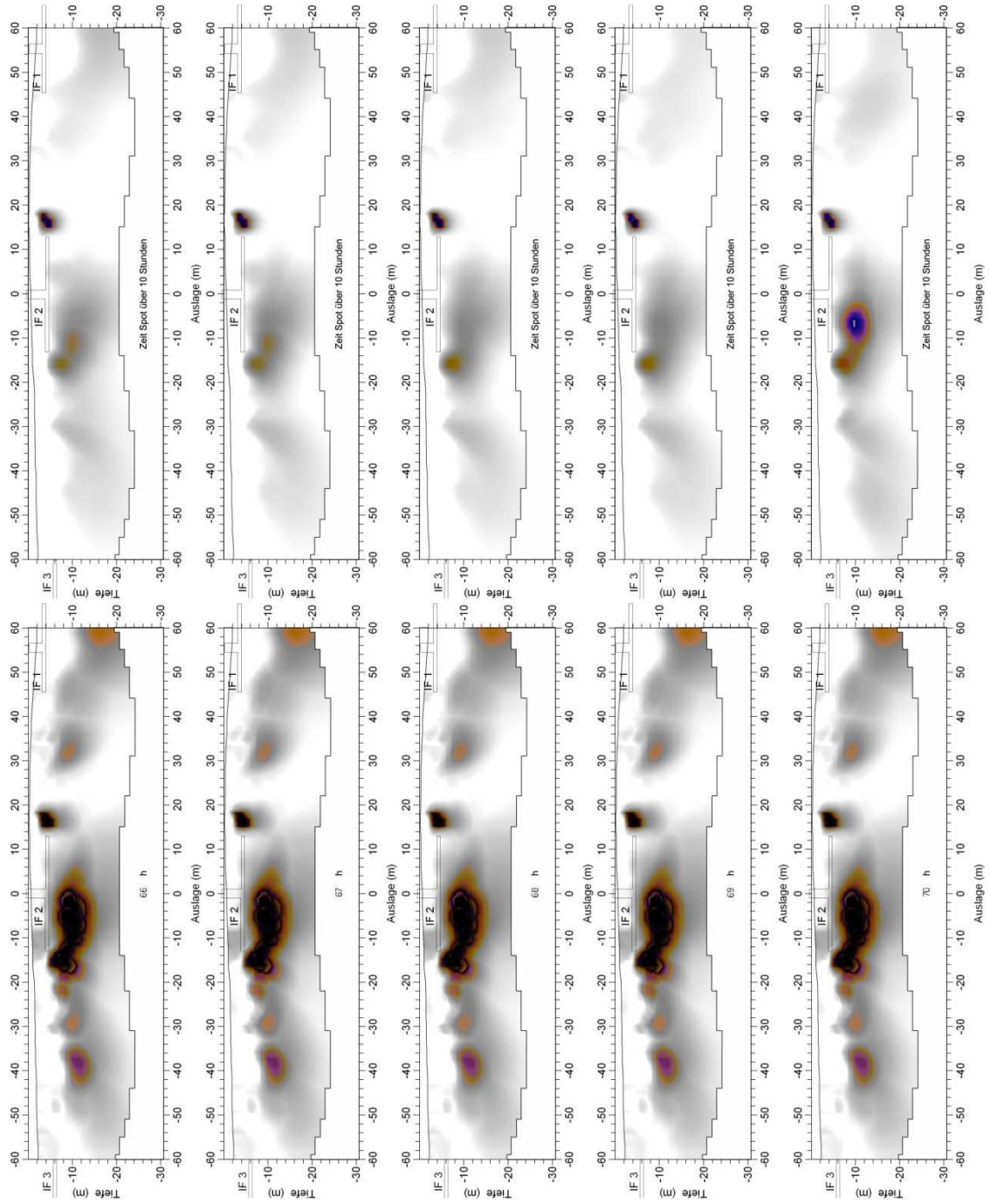


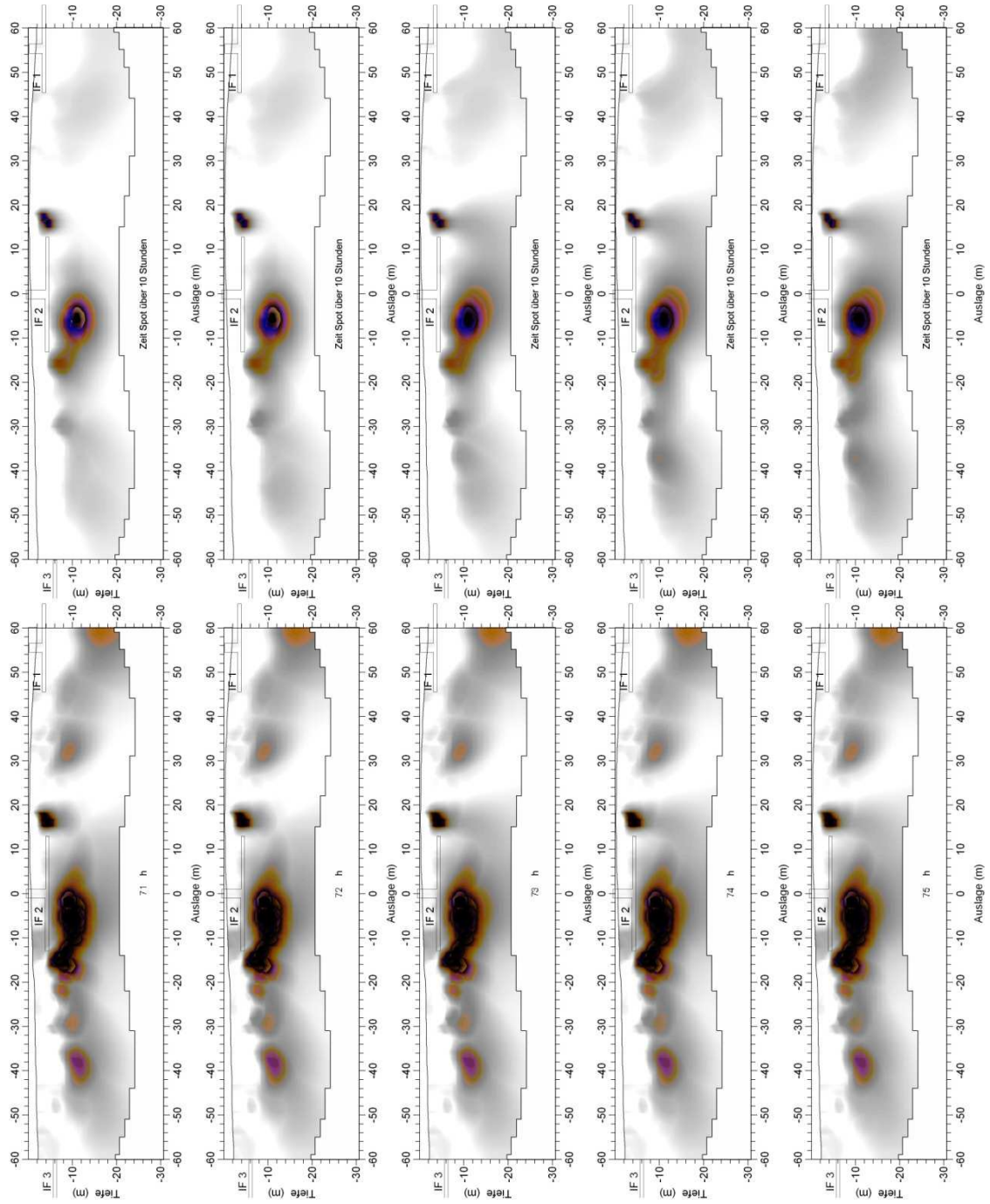


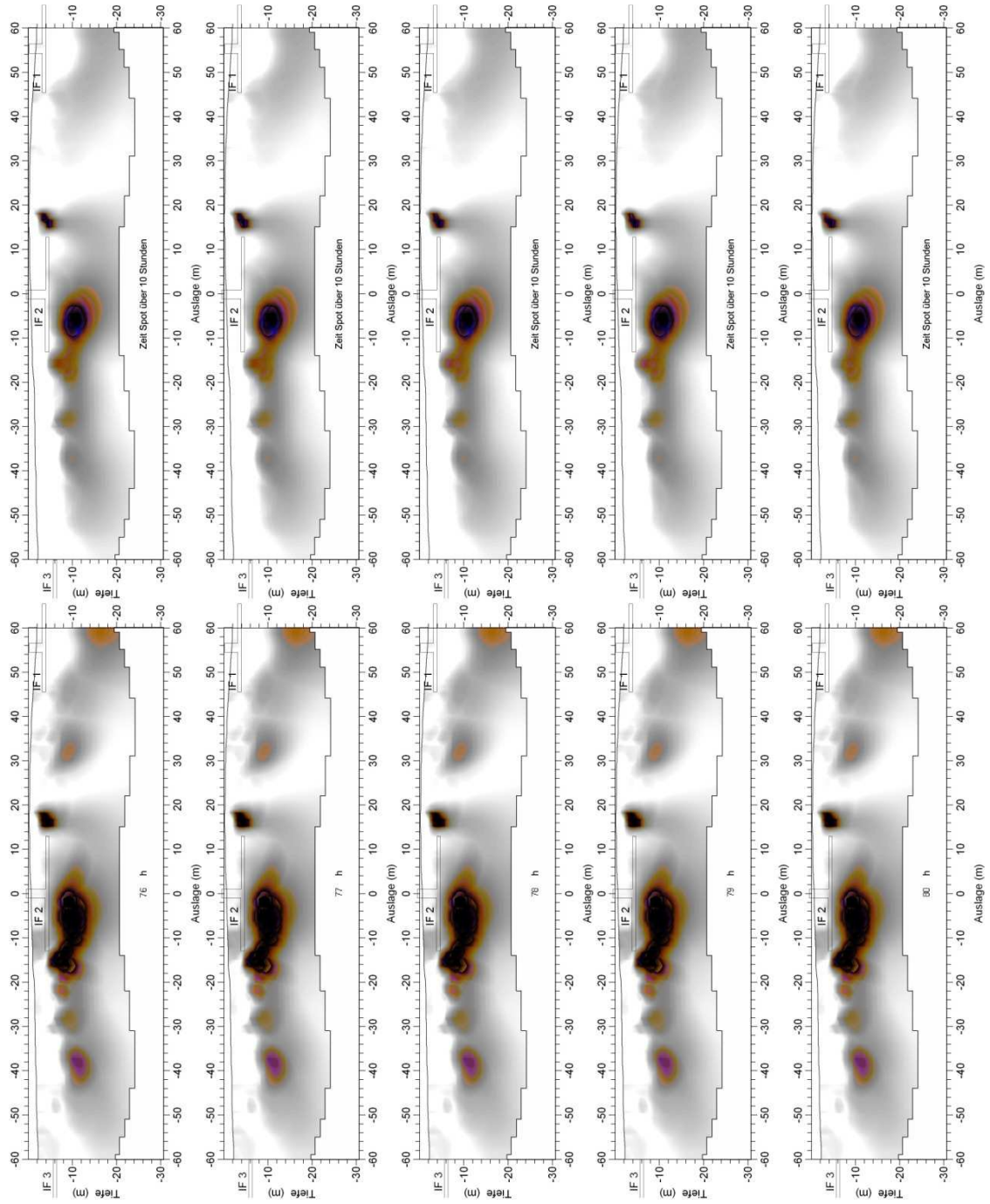


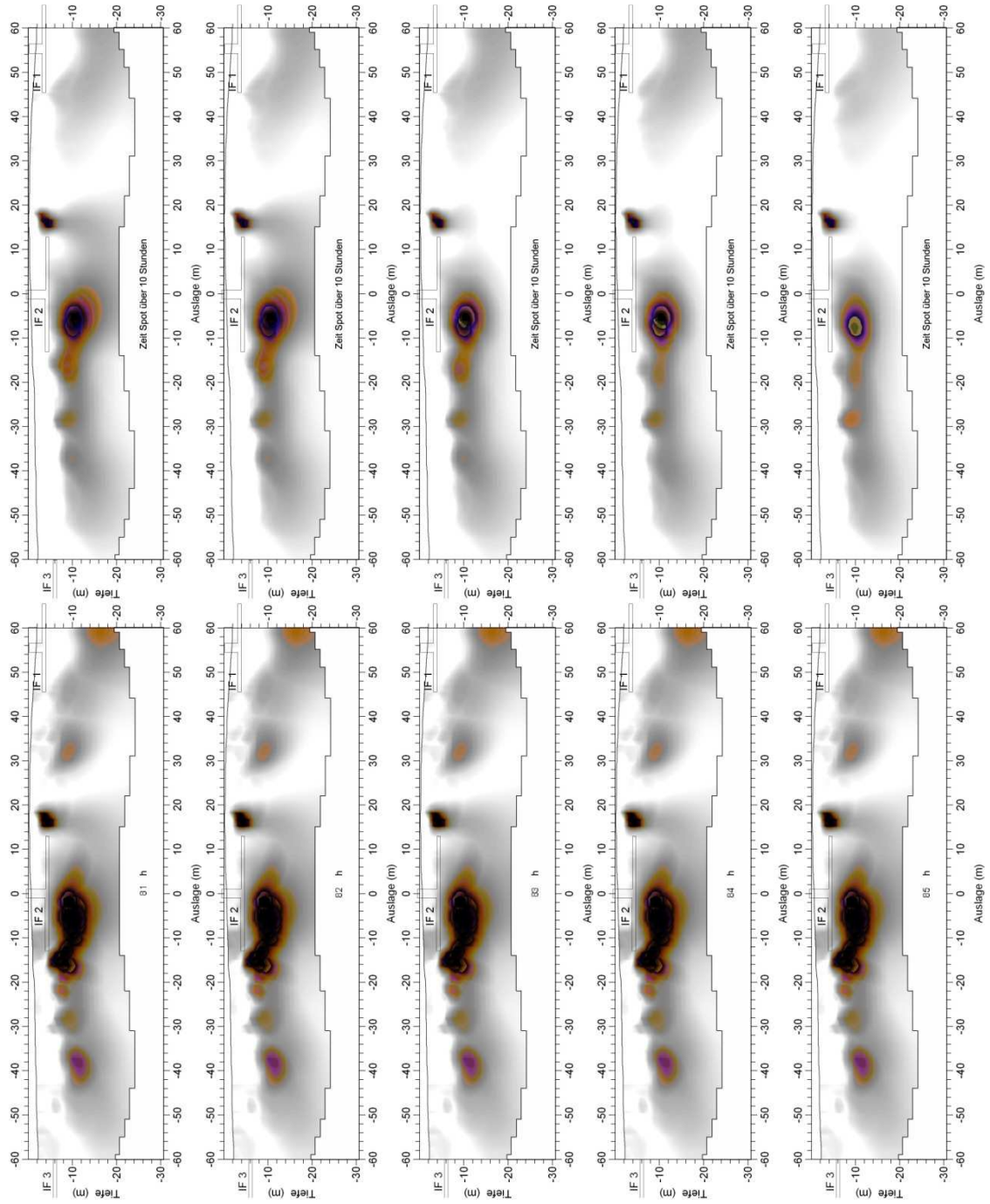


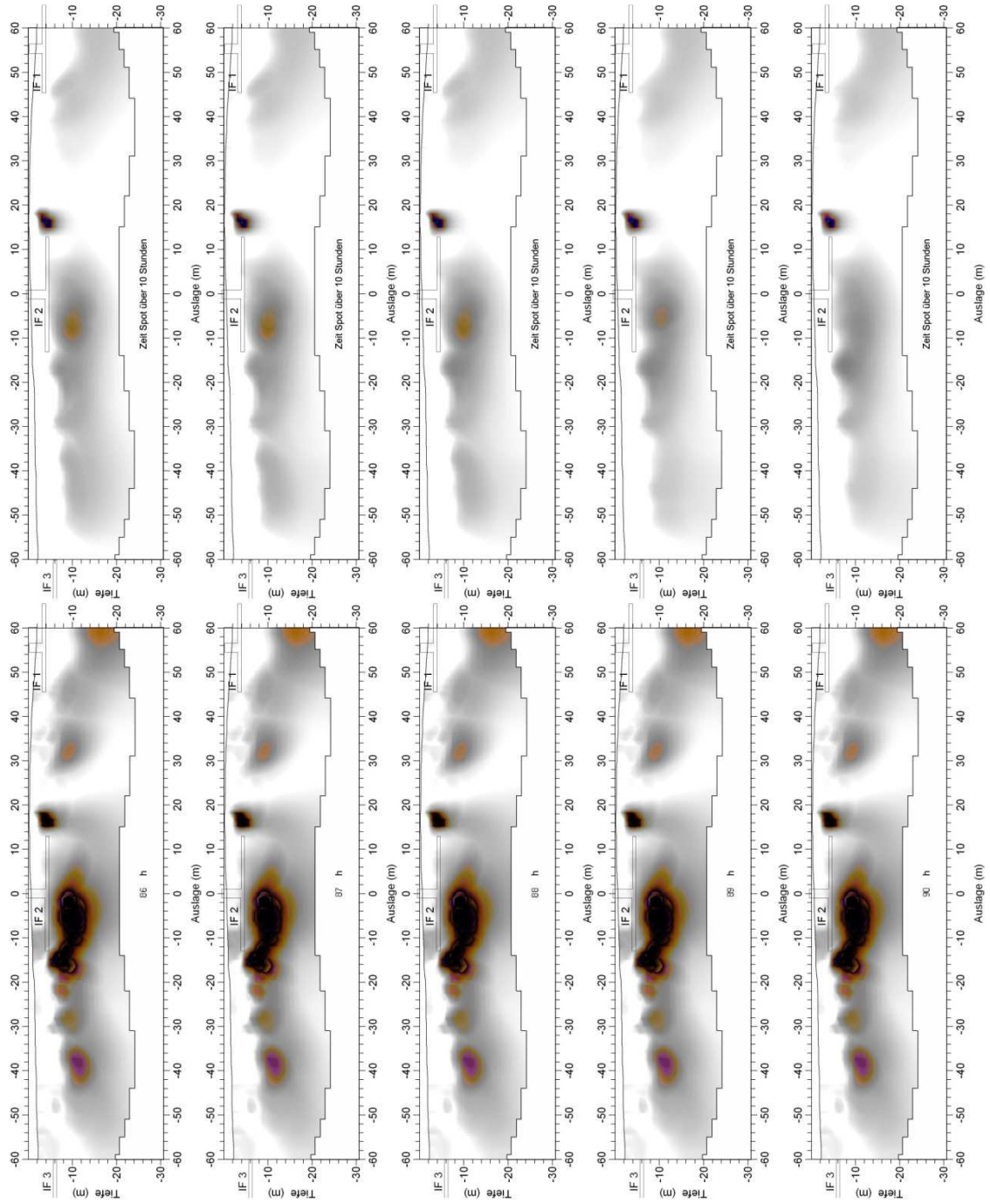


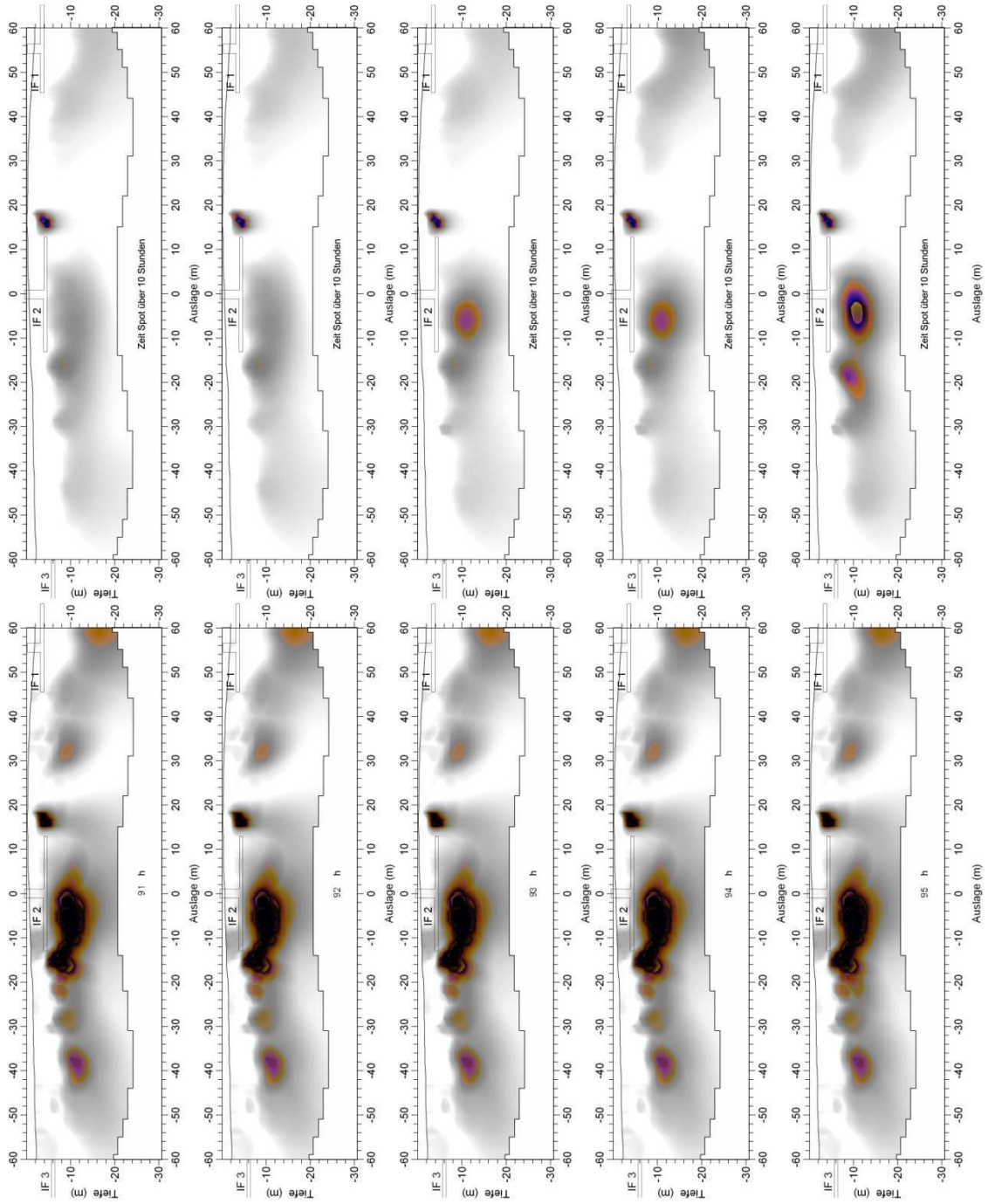


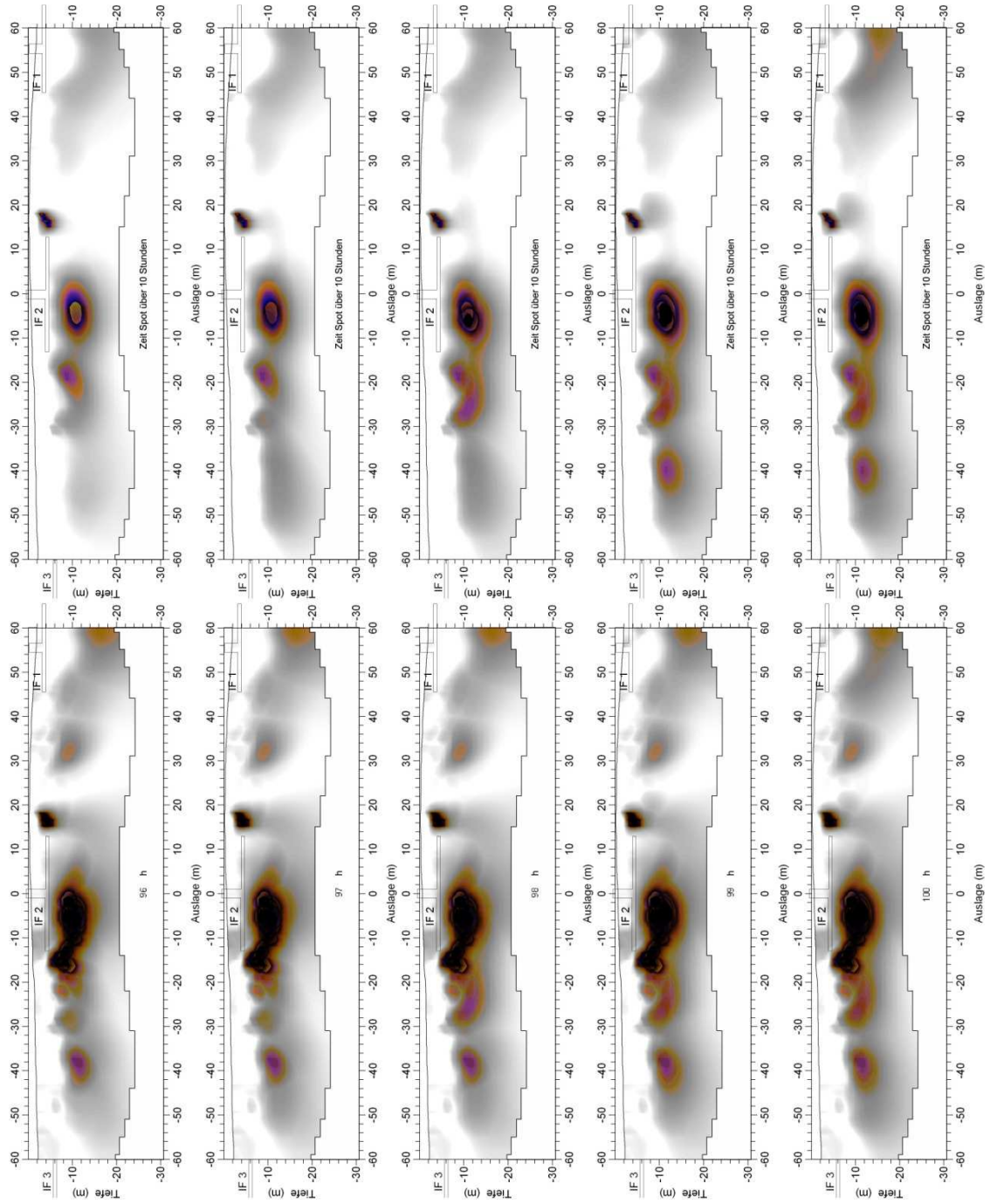


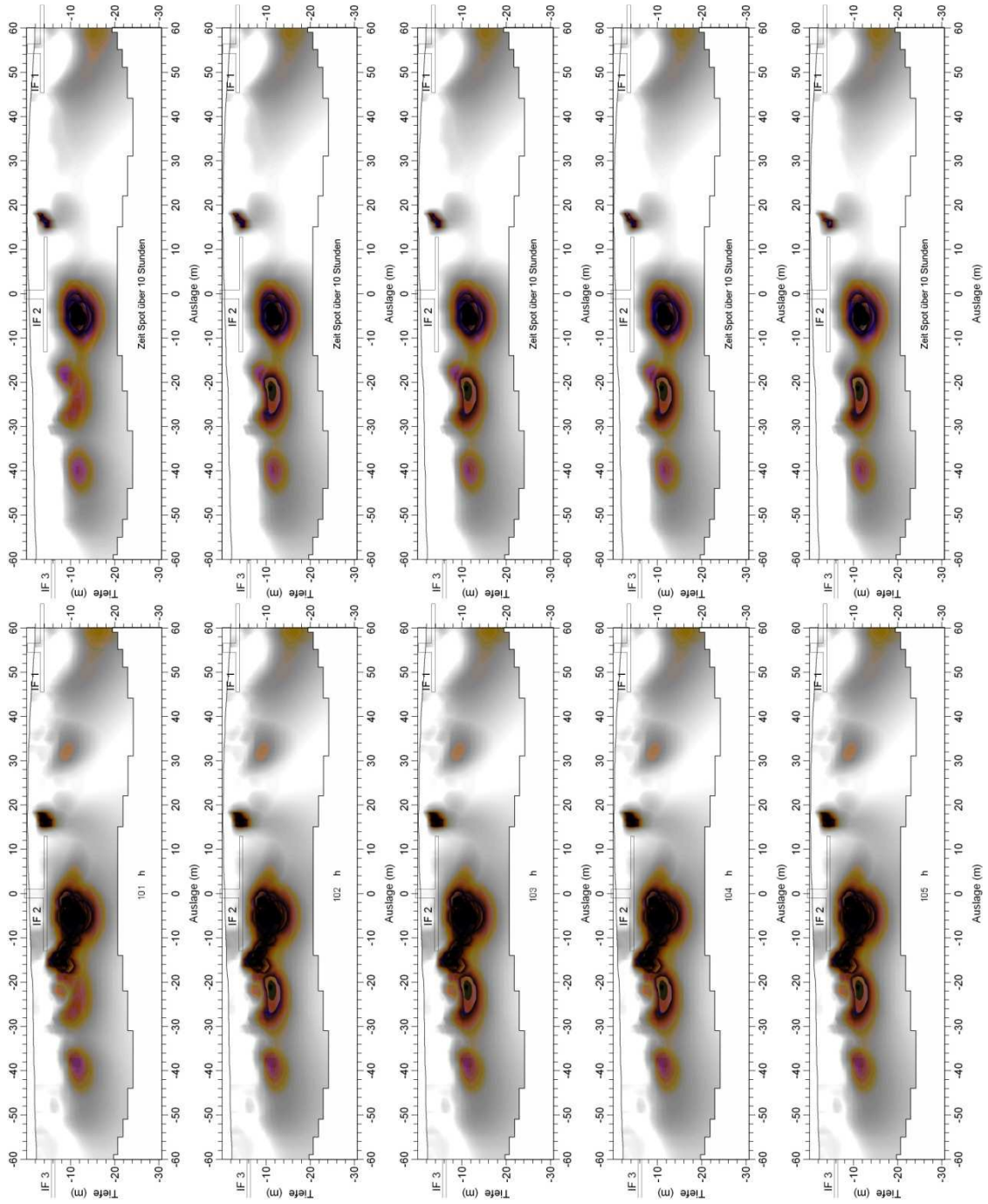


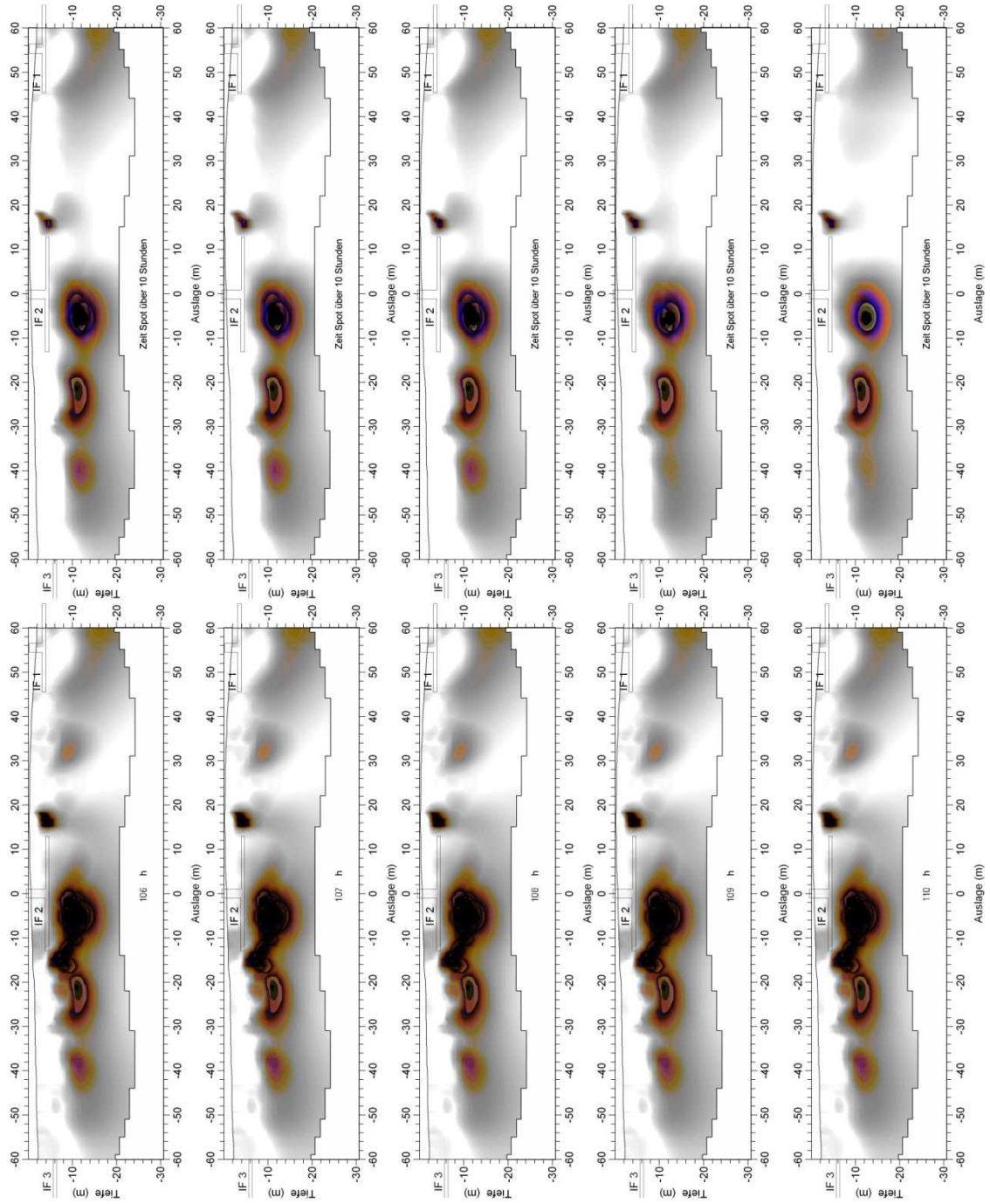


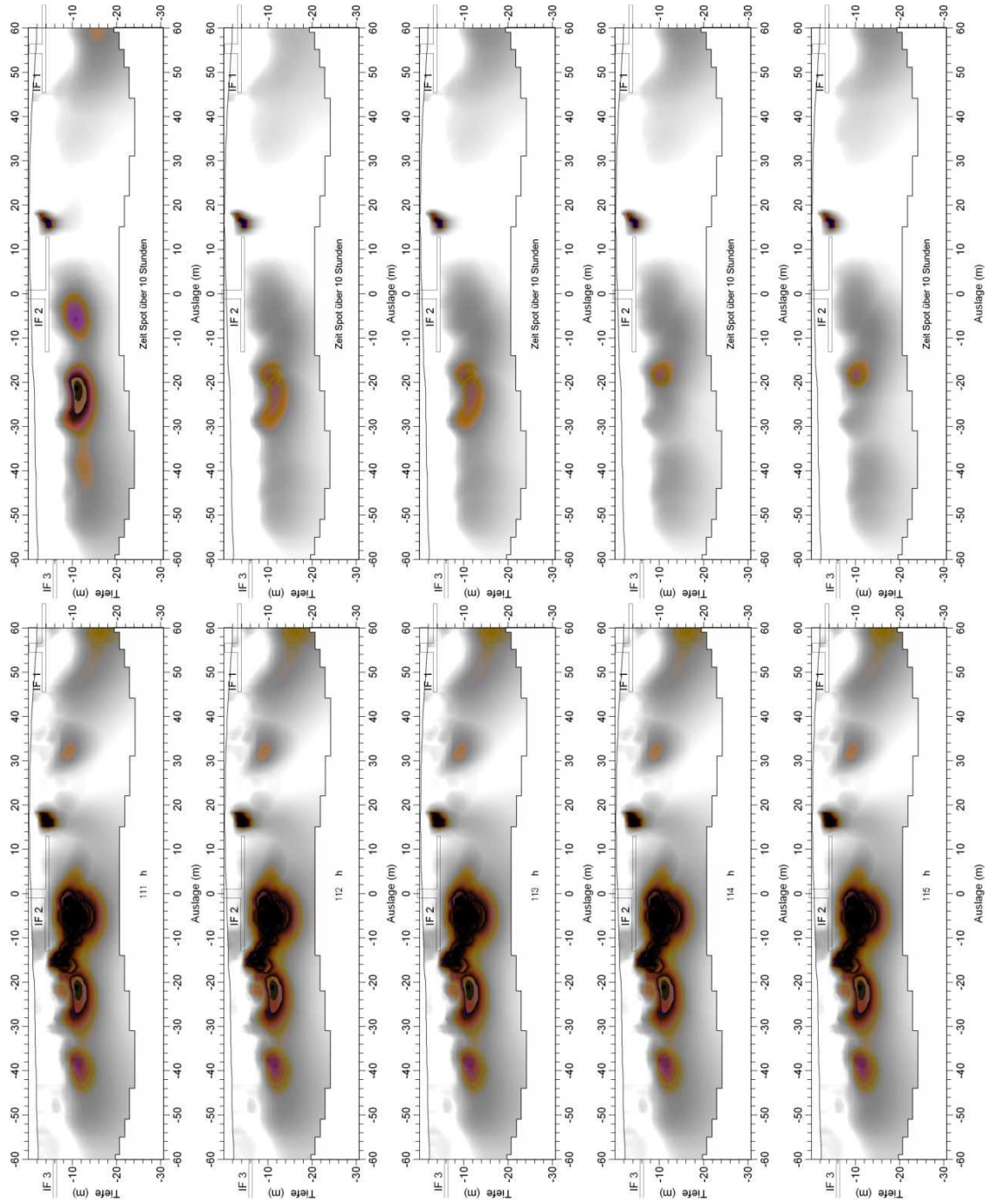


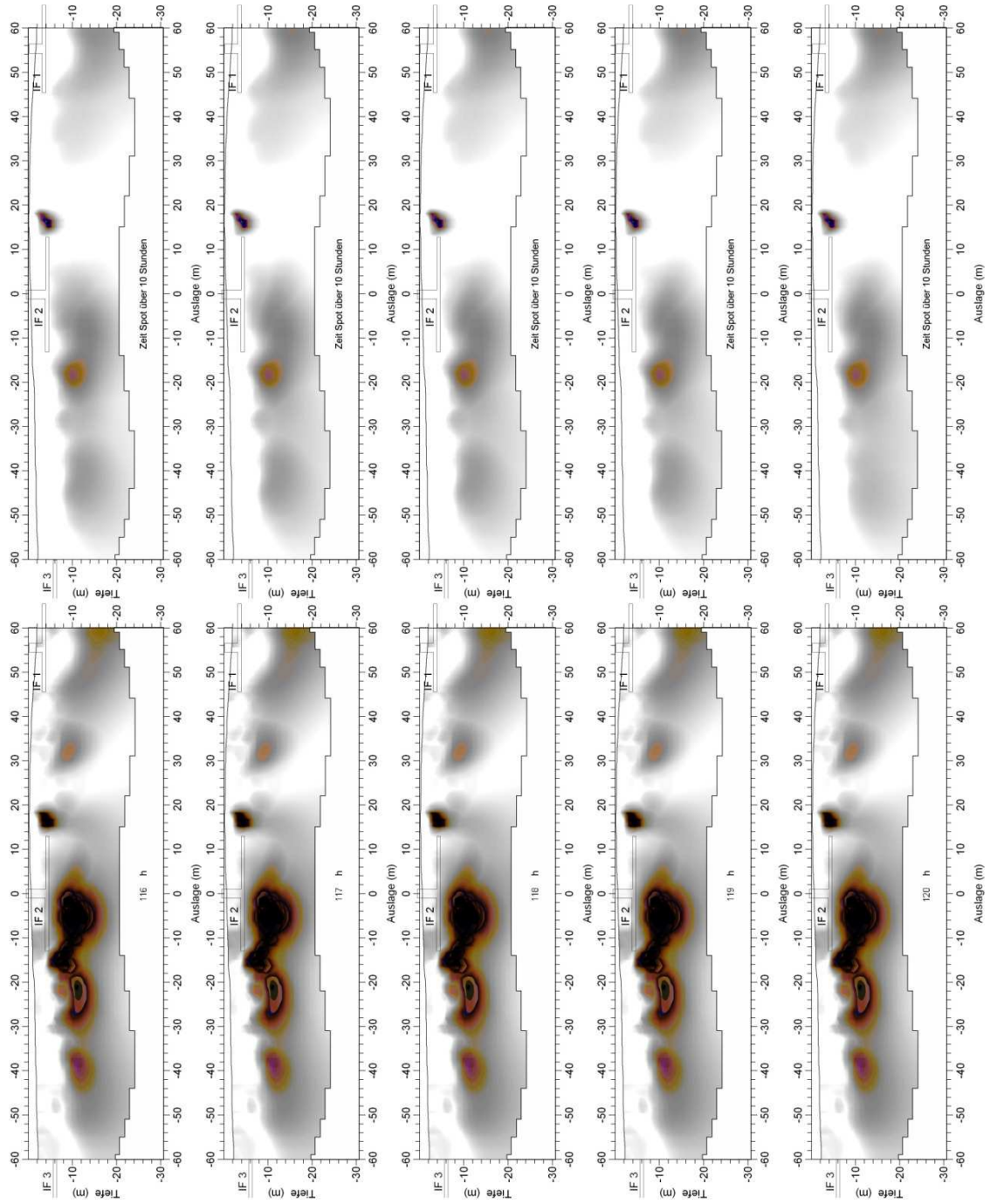


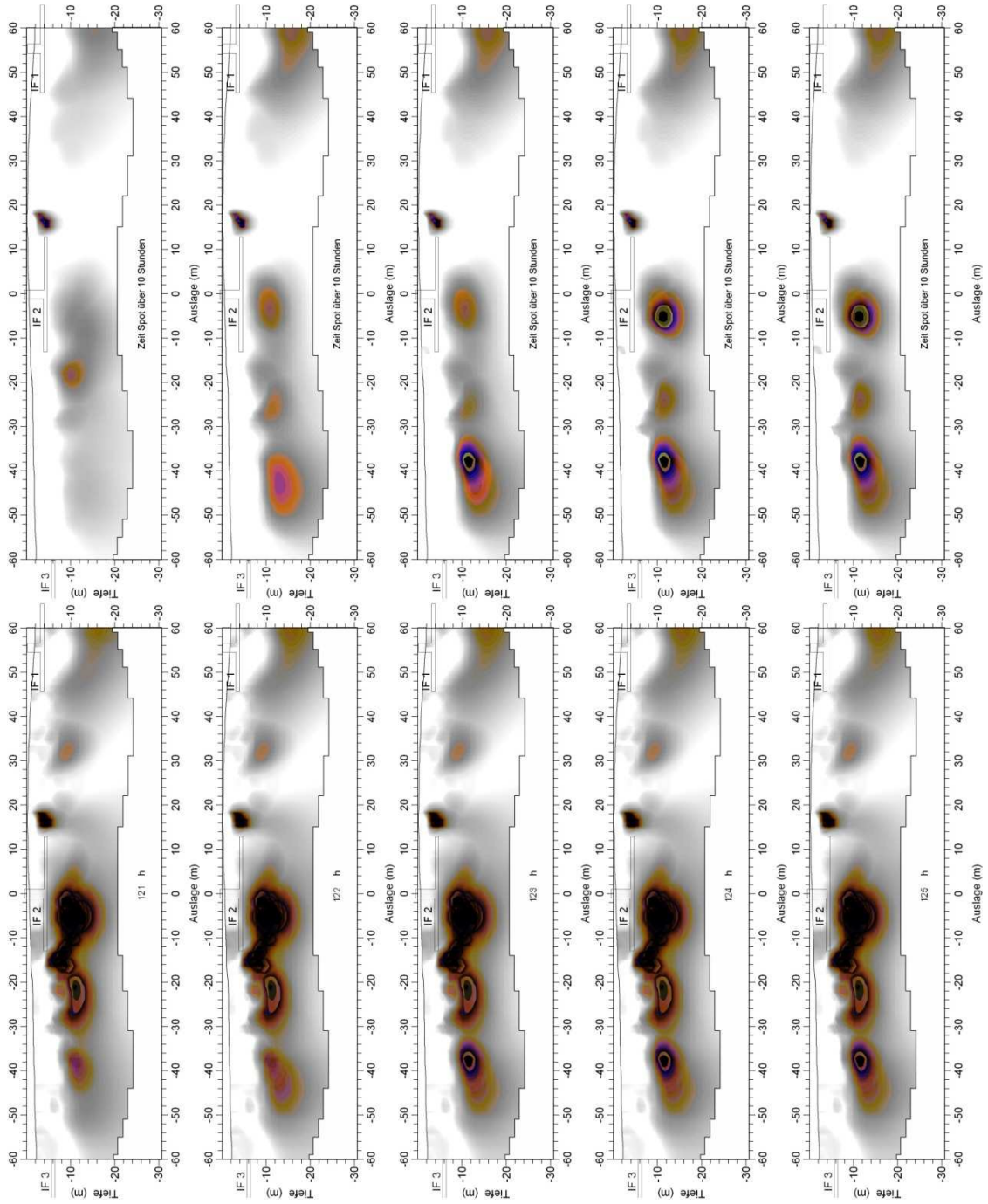


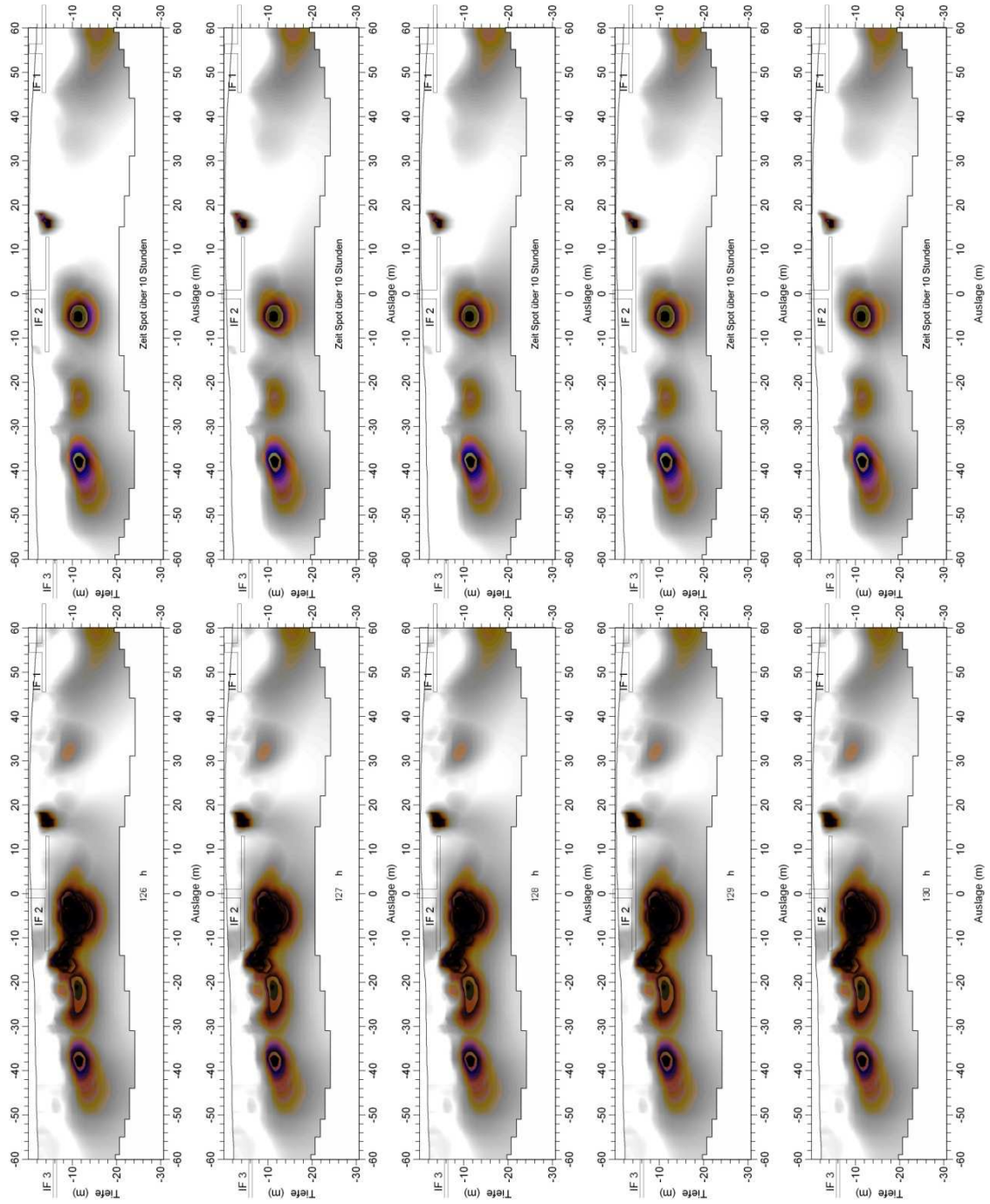


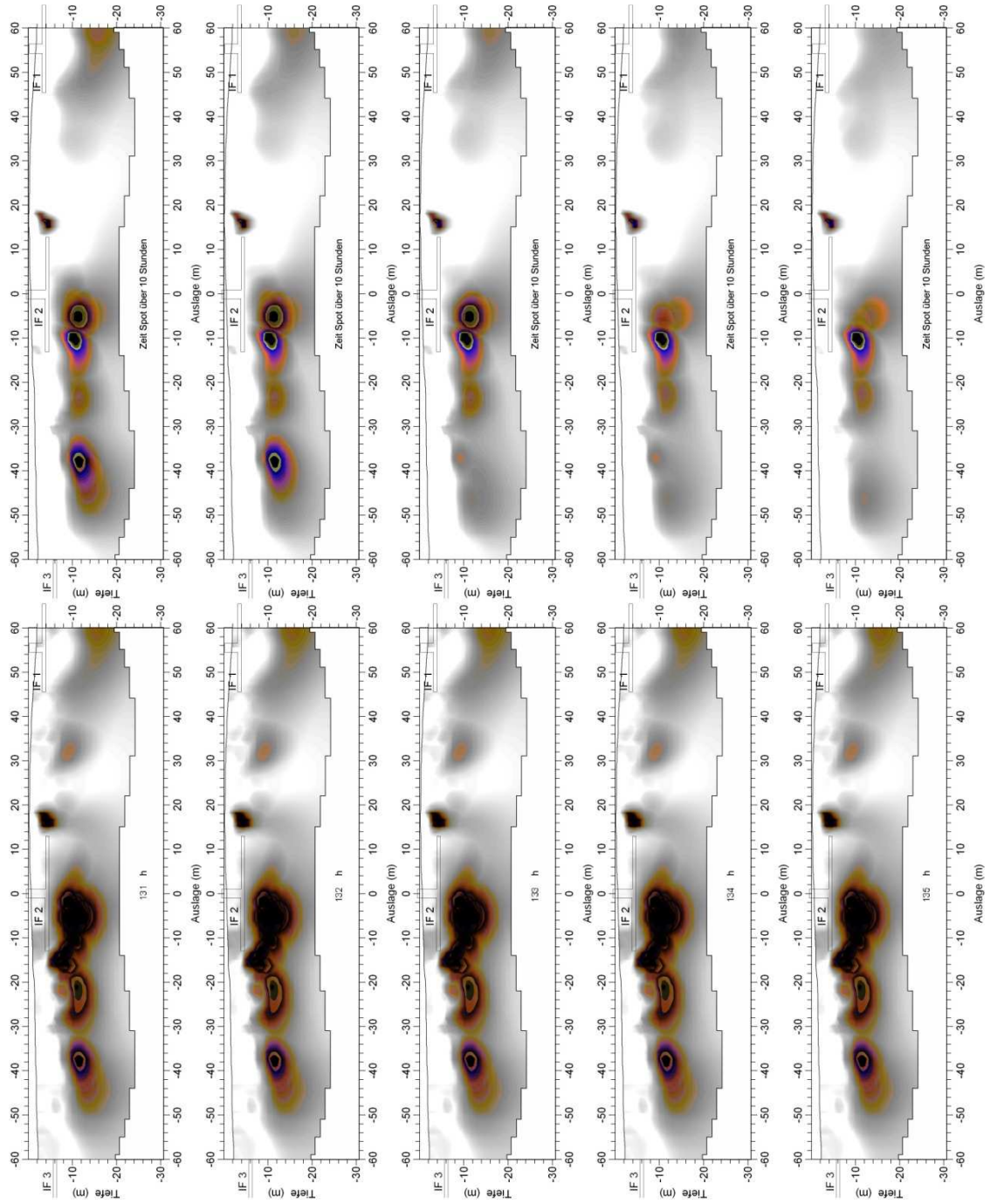


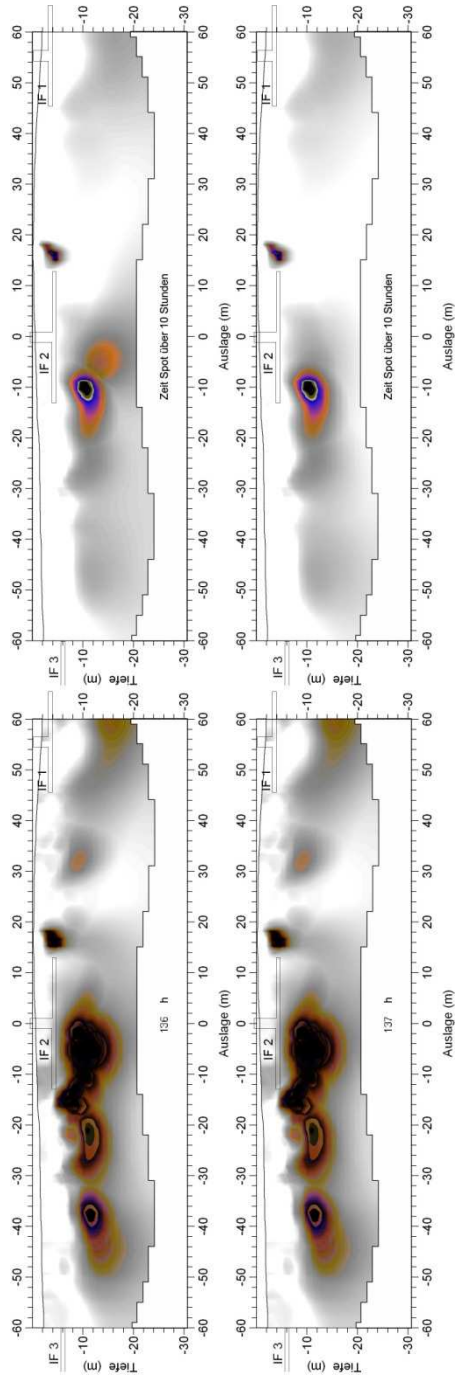




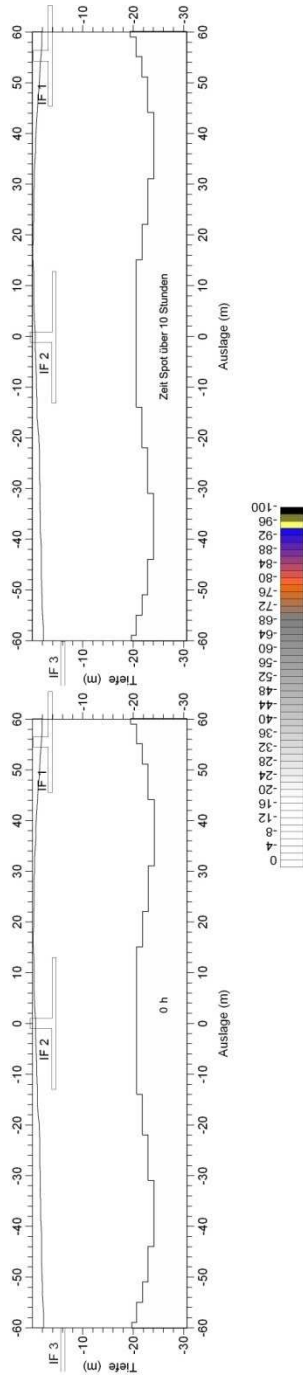


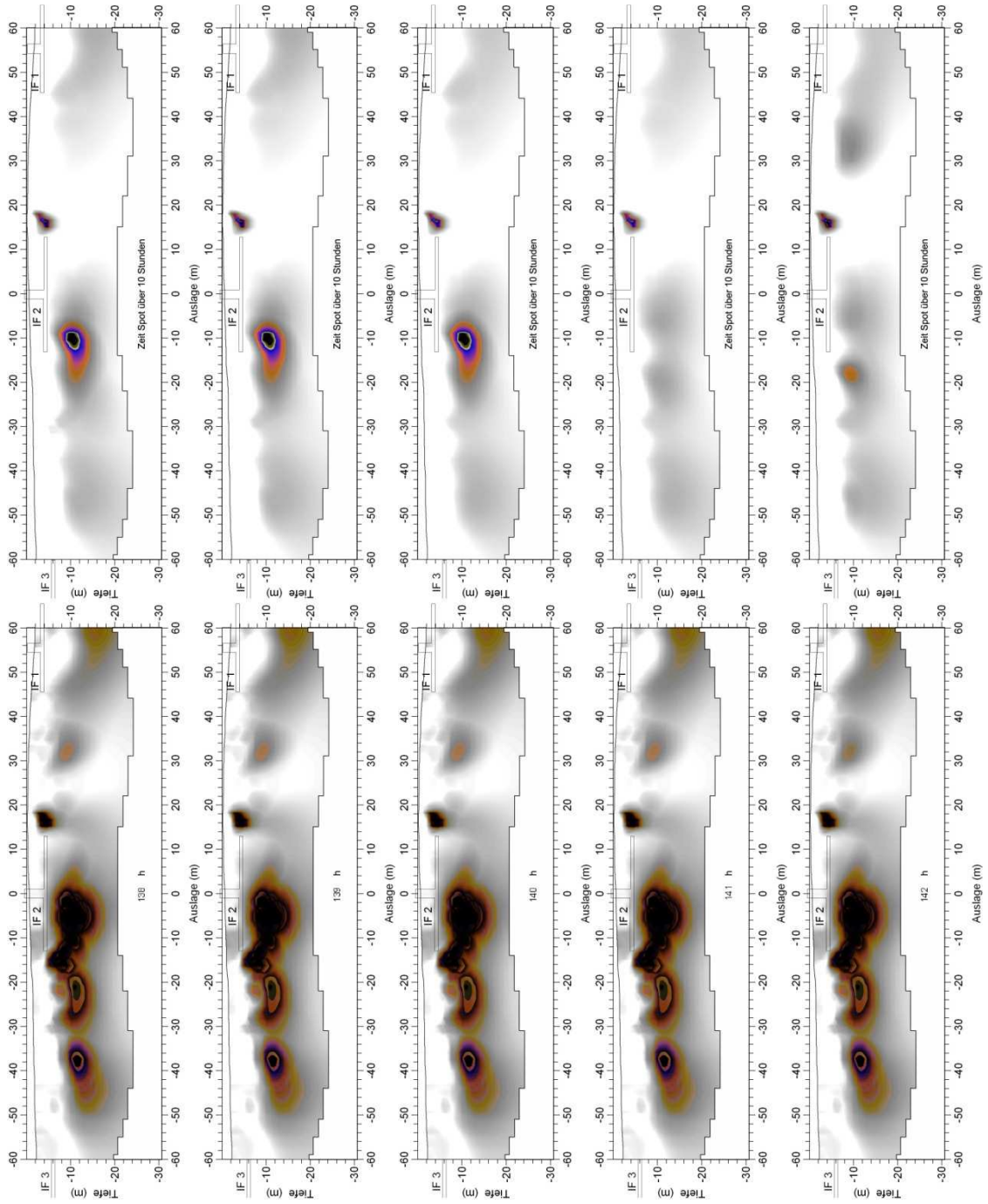


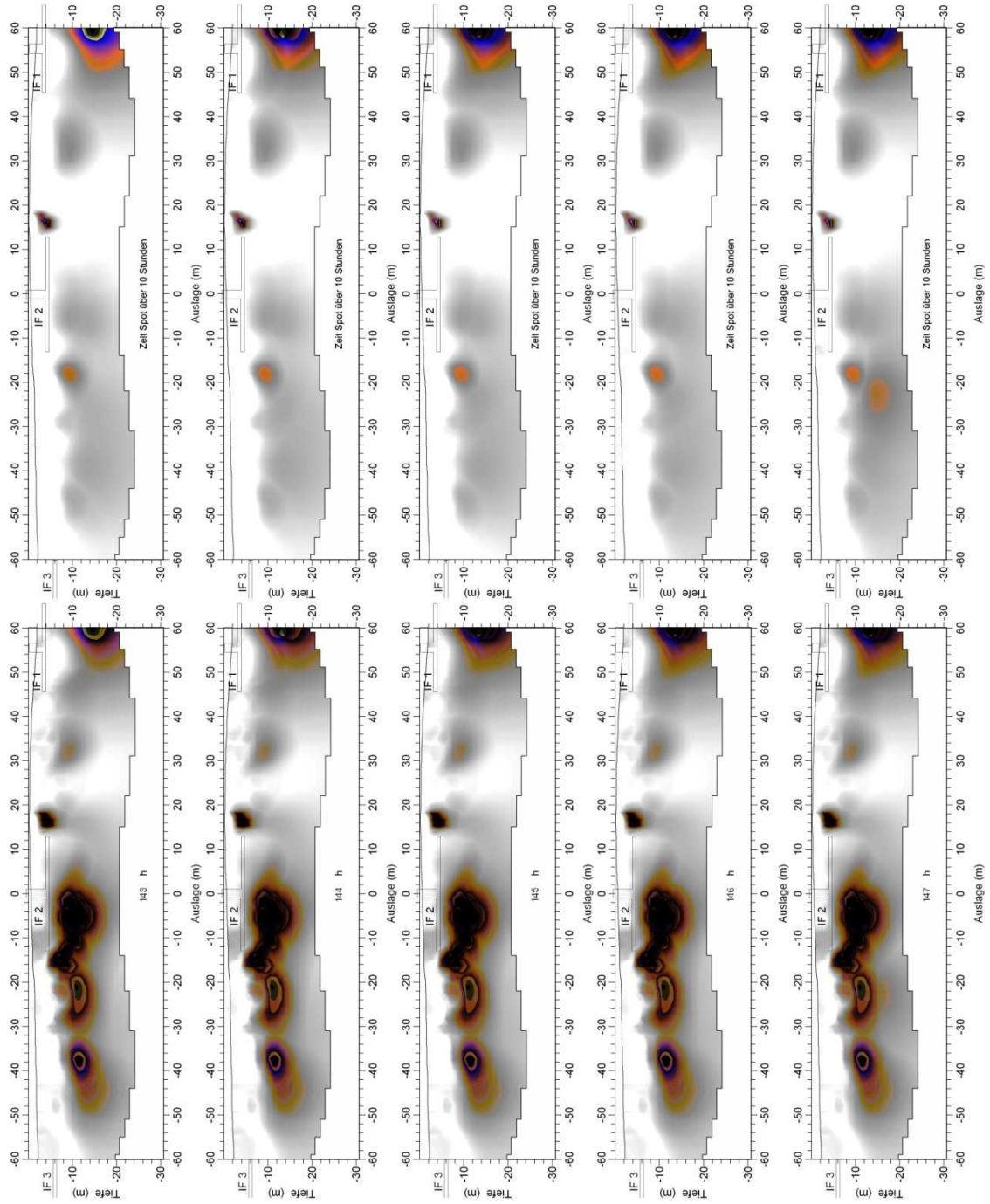


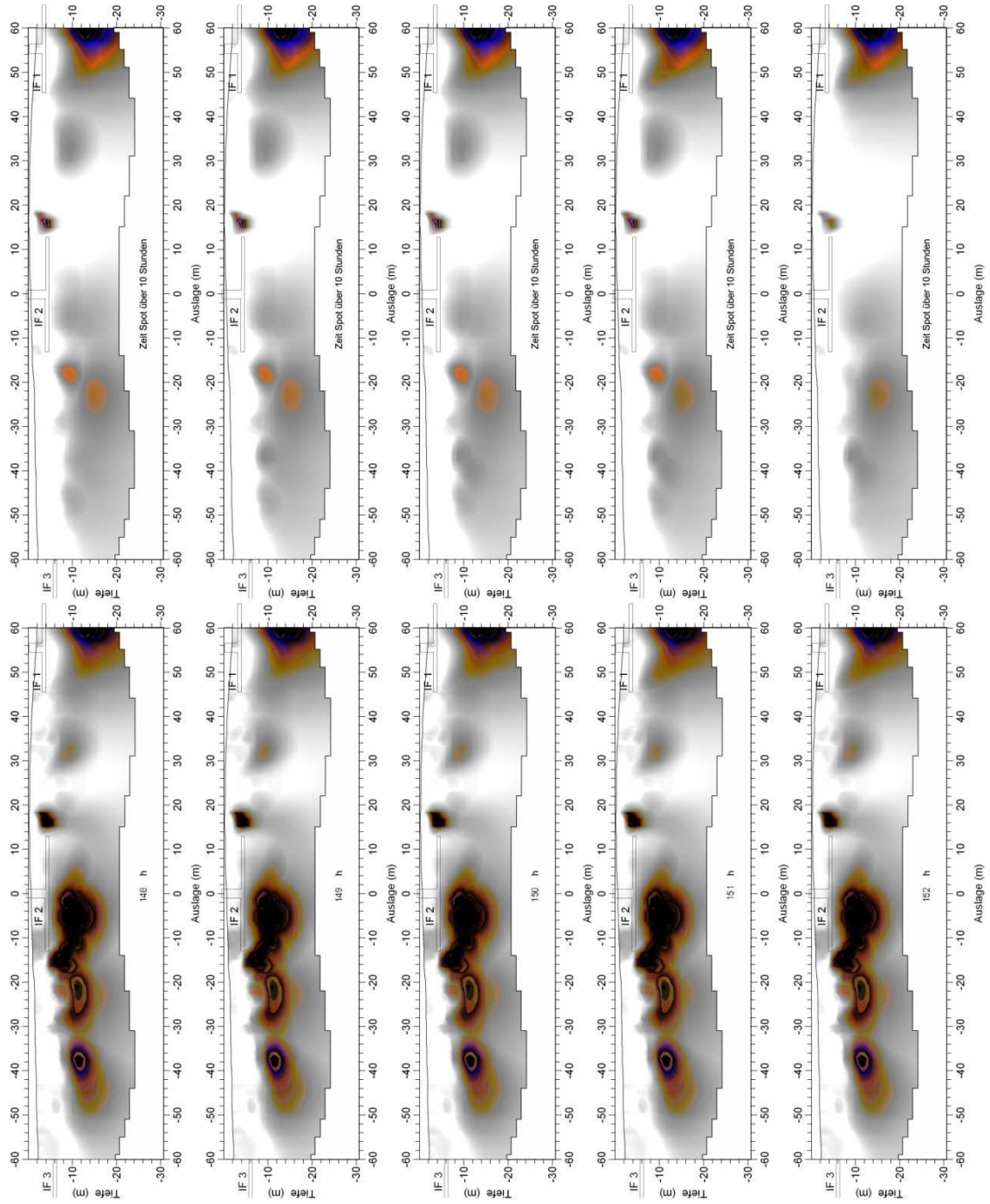


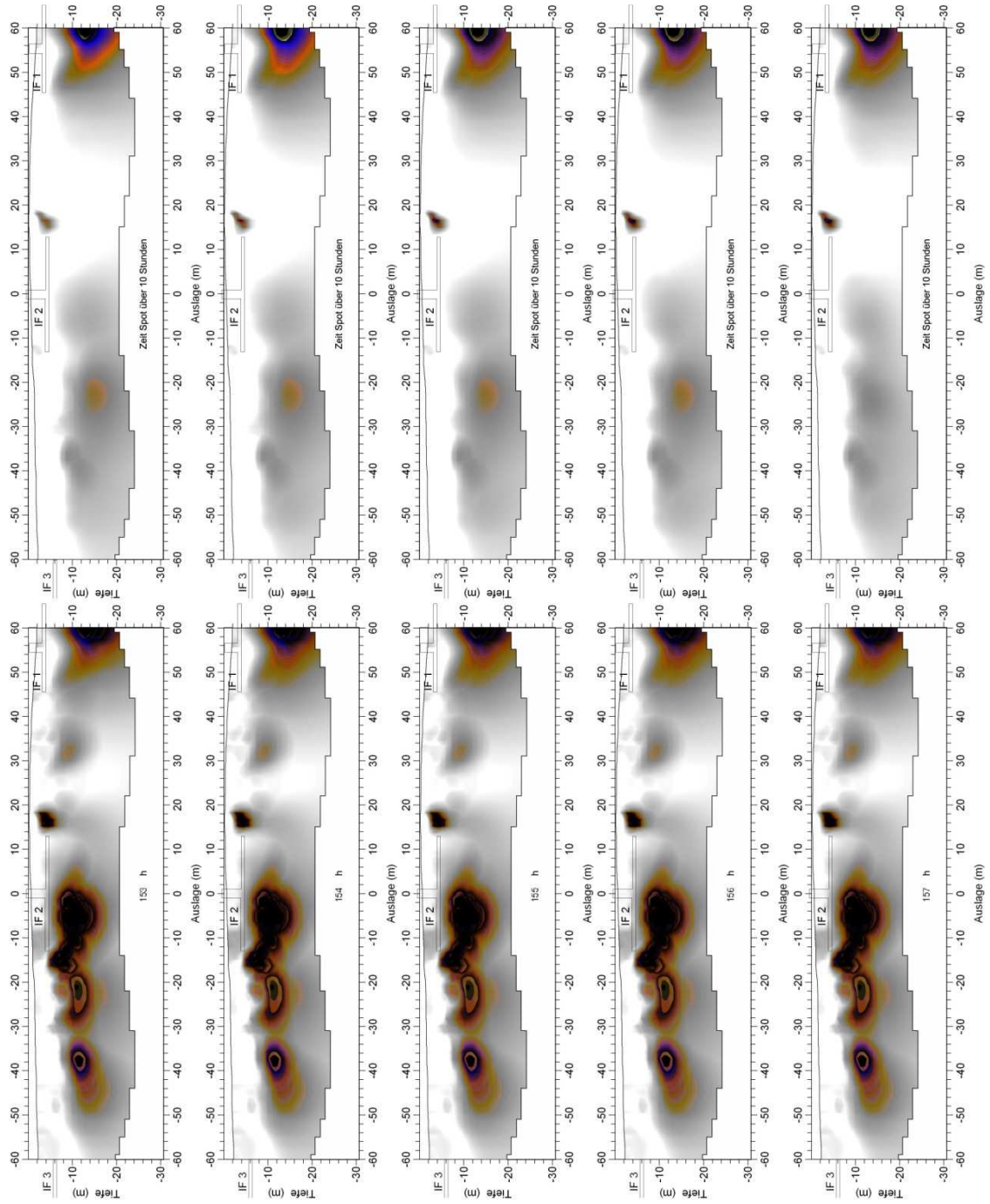
Messung 14

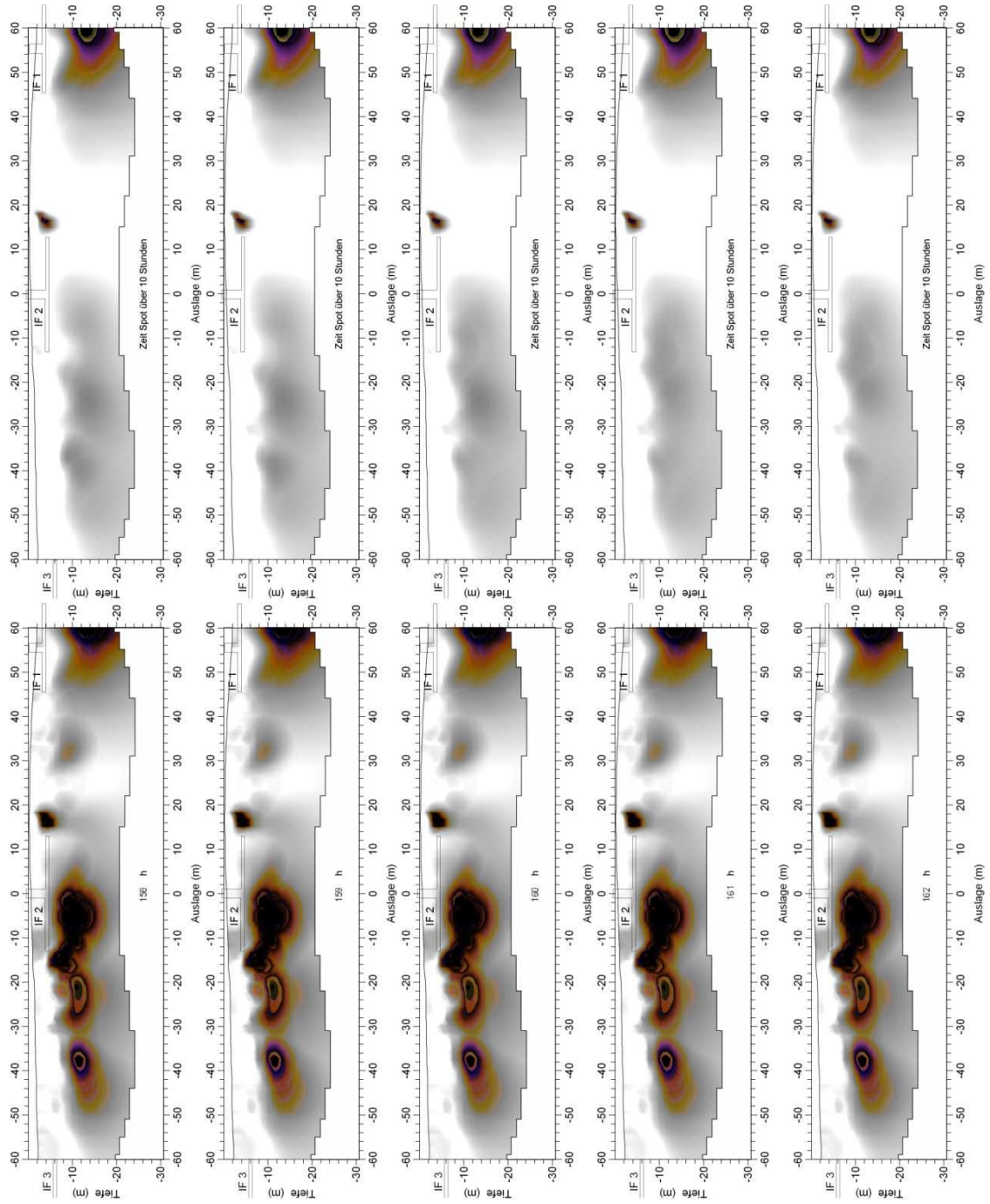


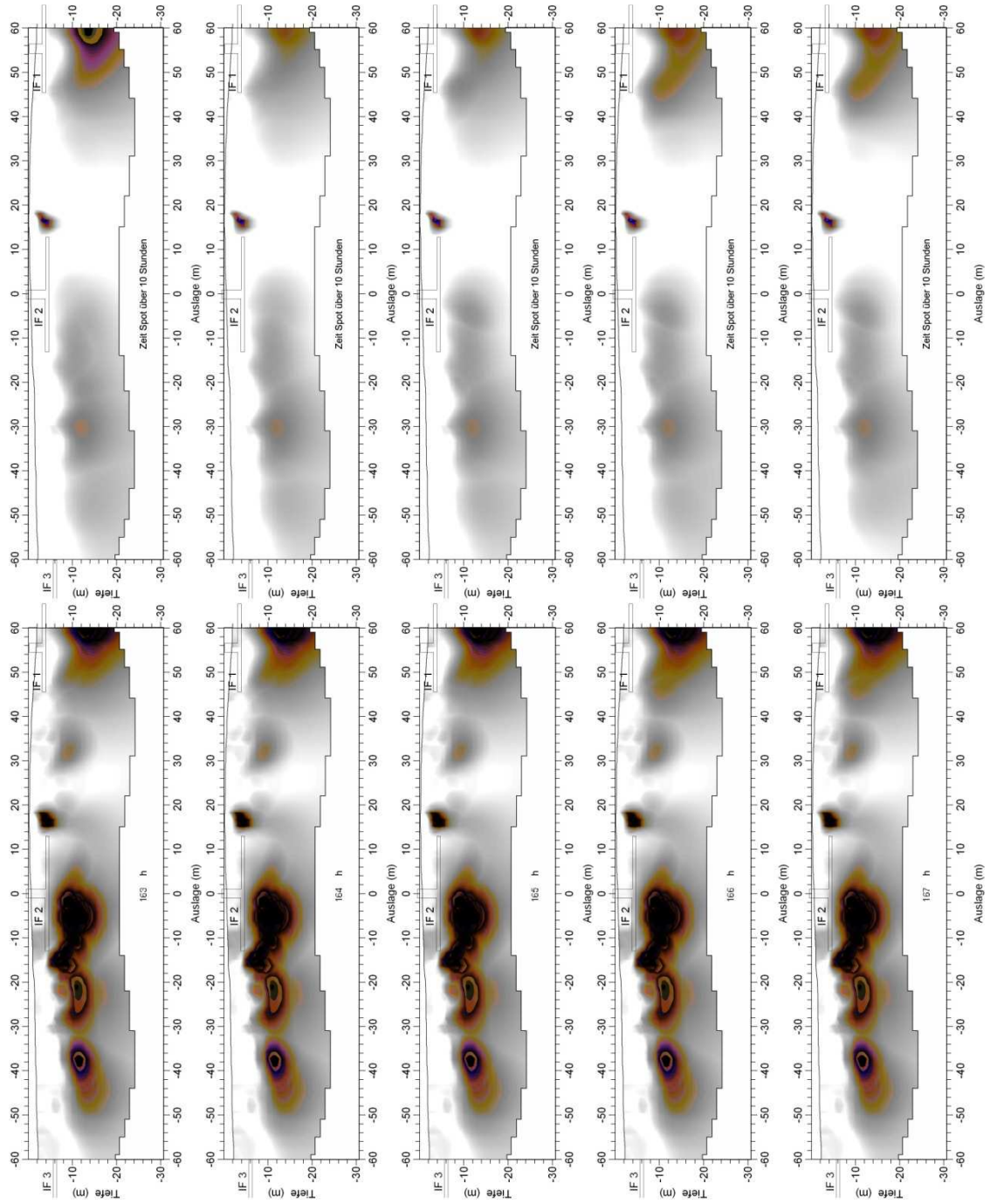


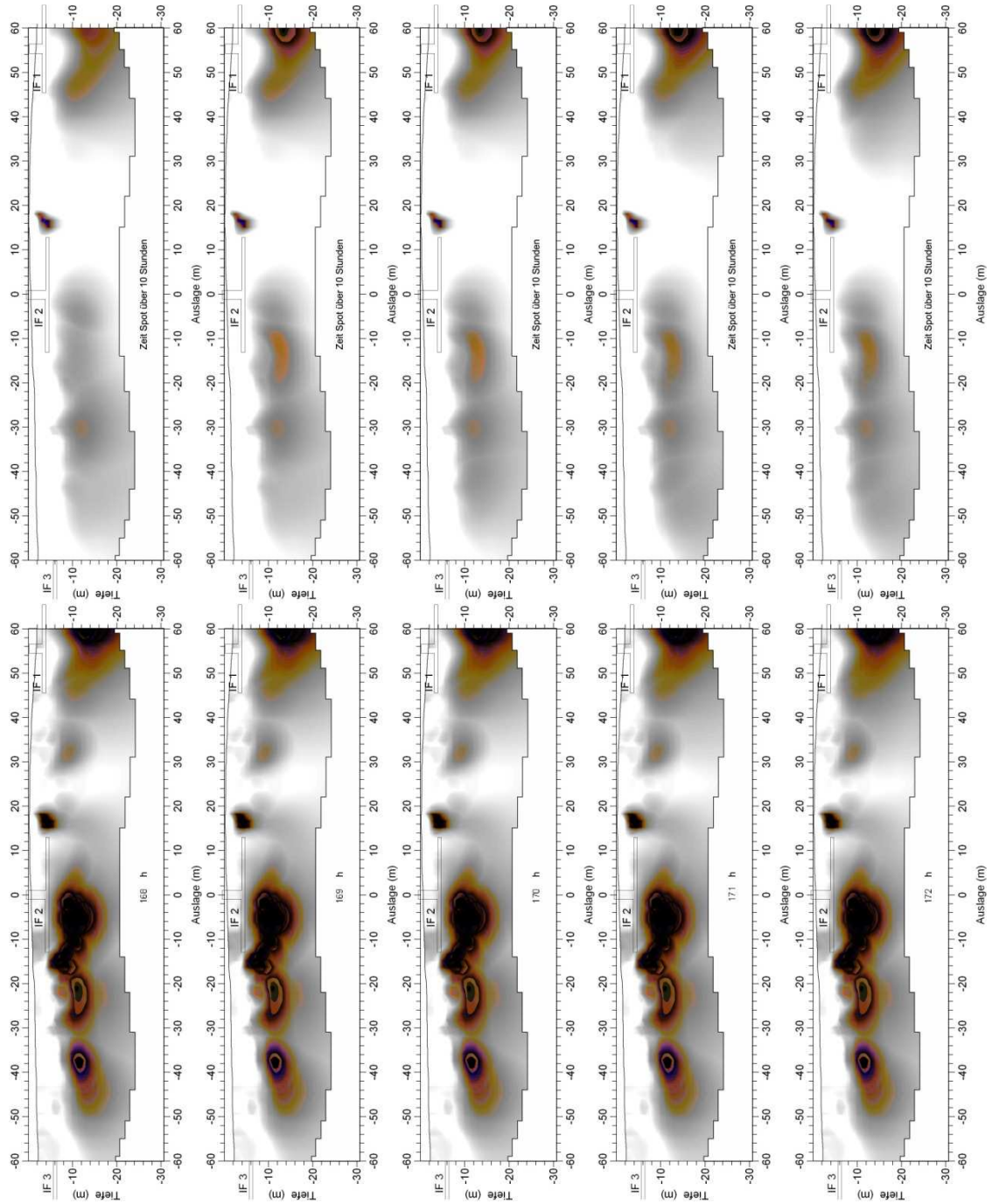


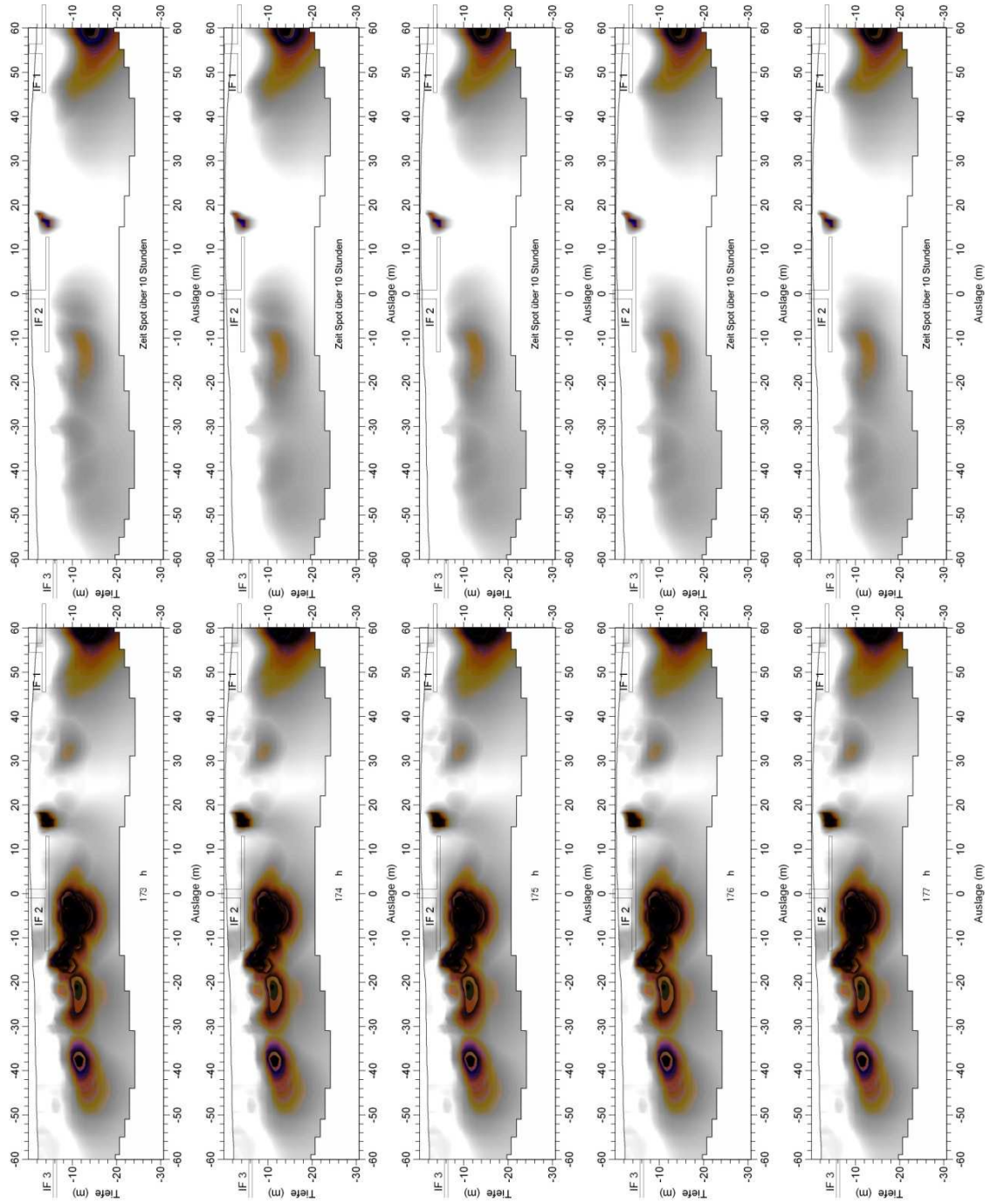




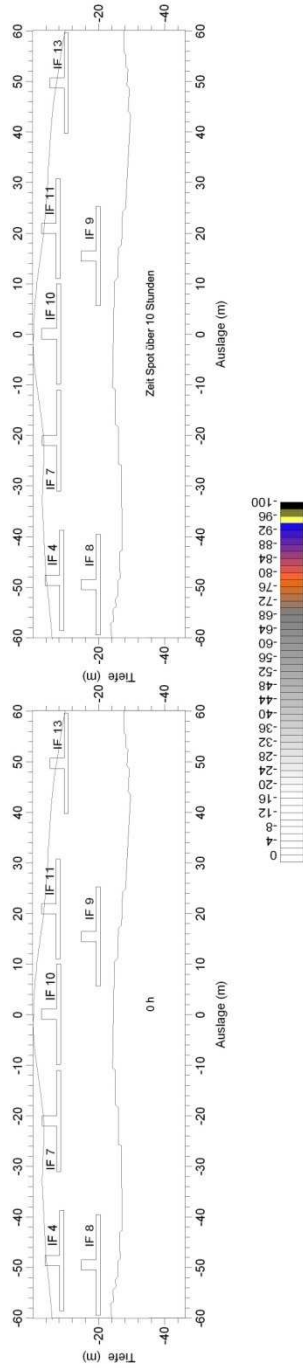


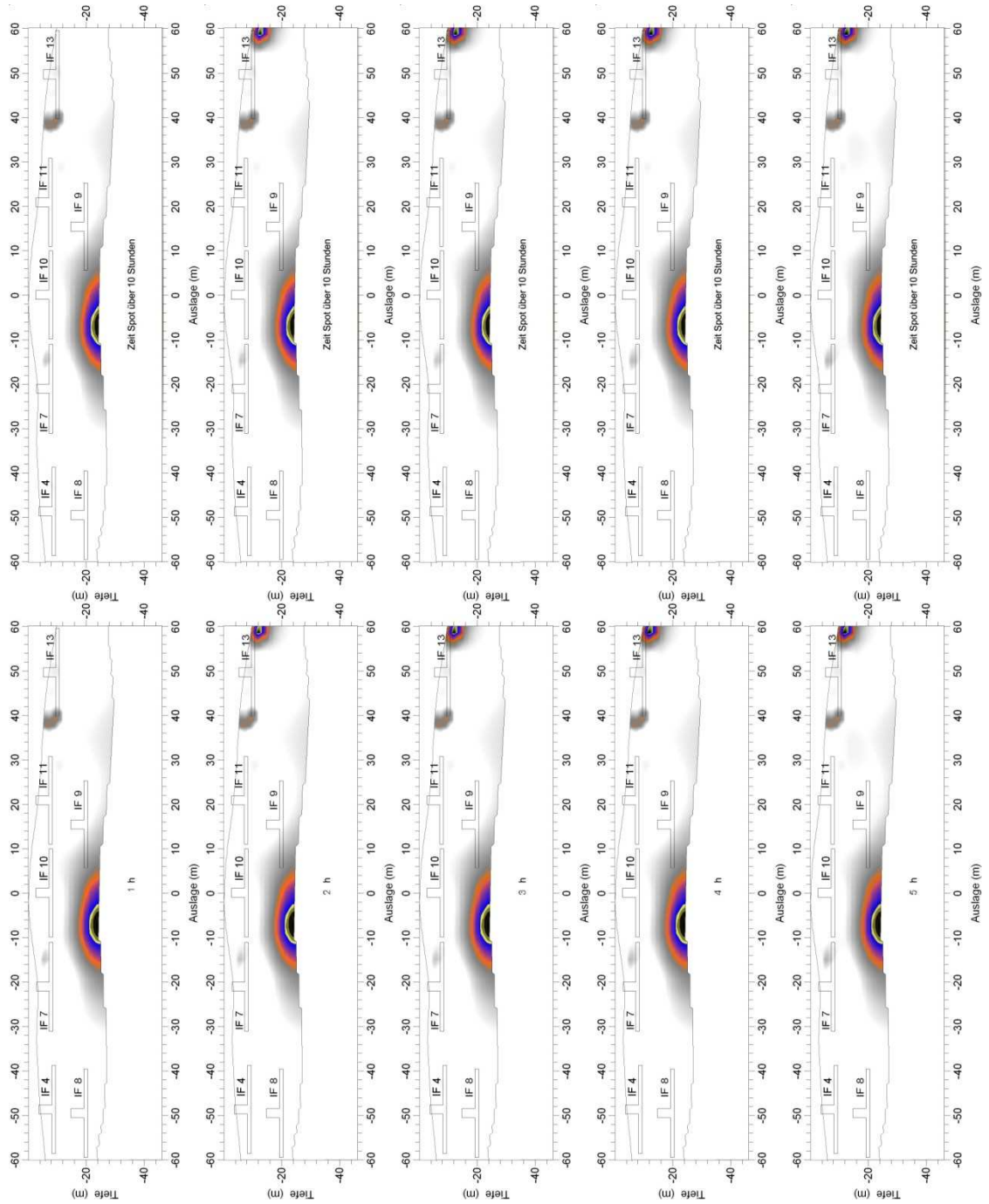


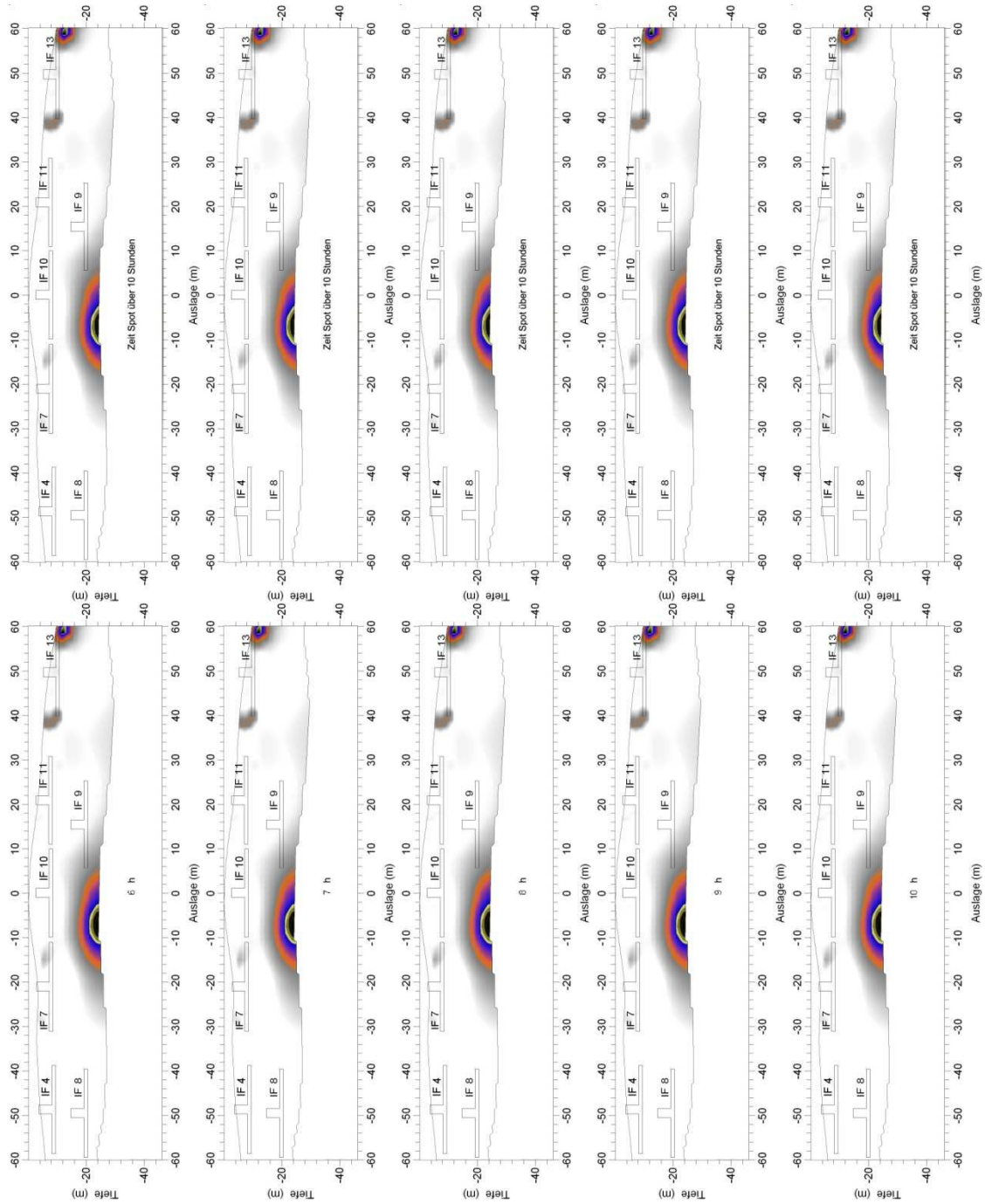


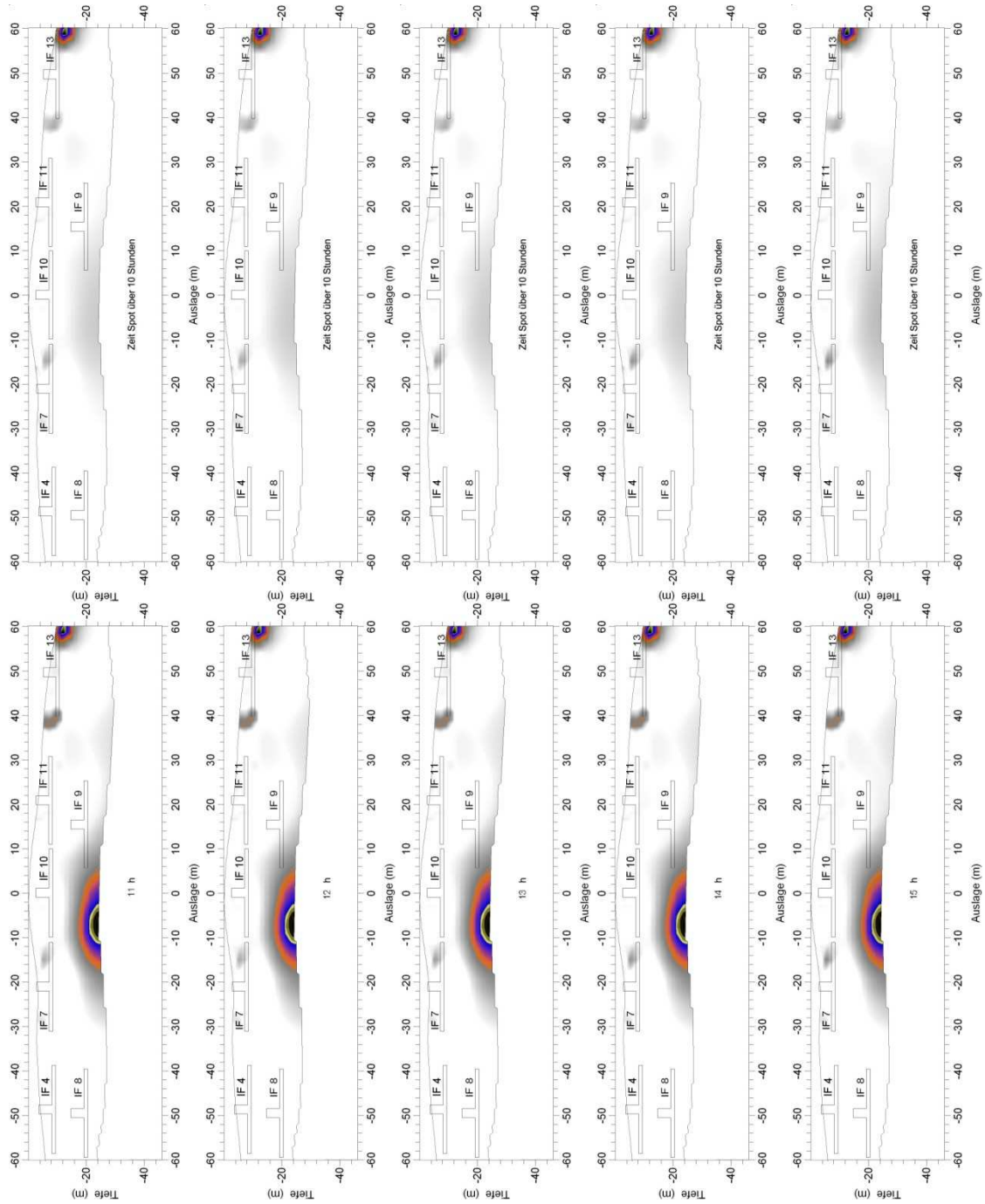


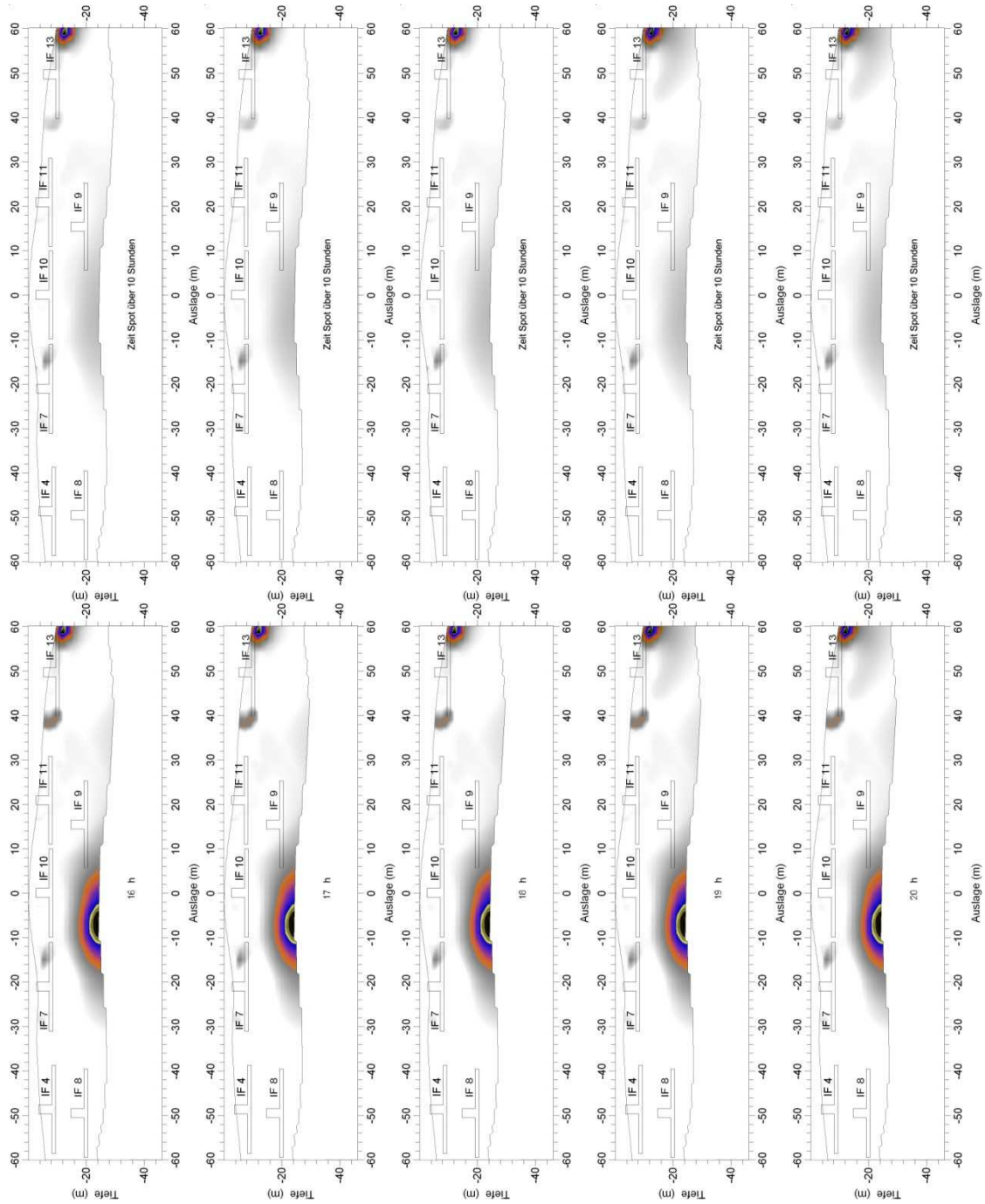
Messung 16

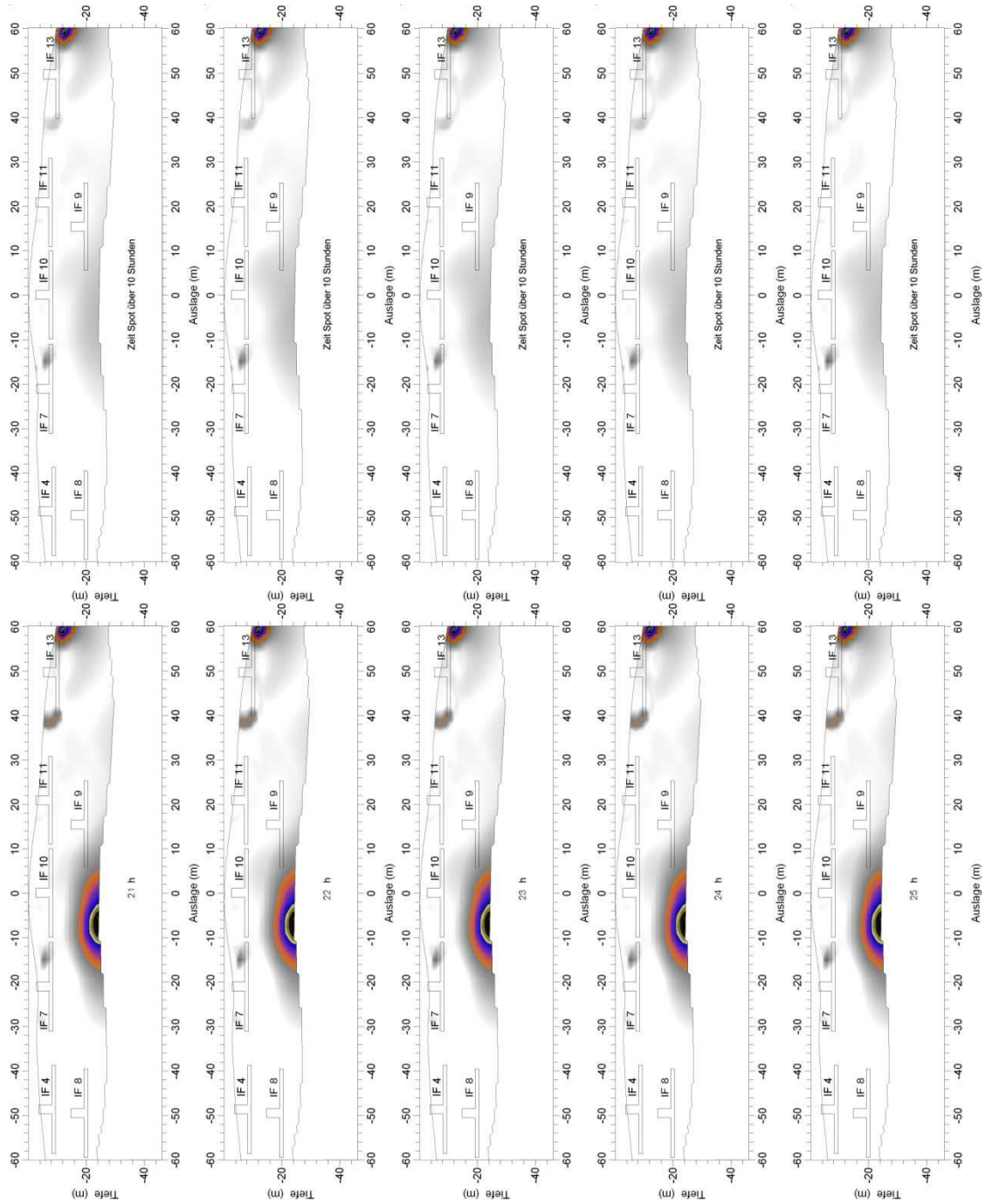


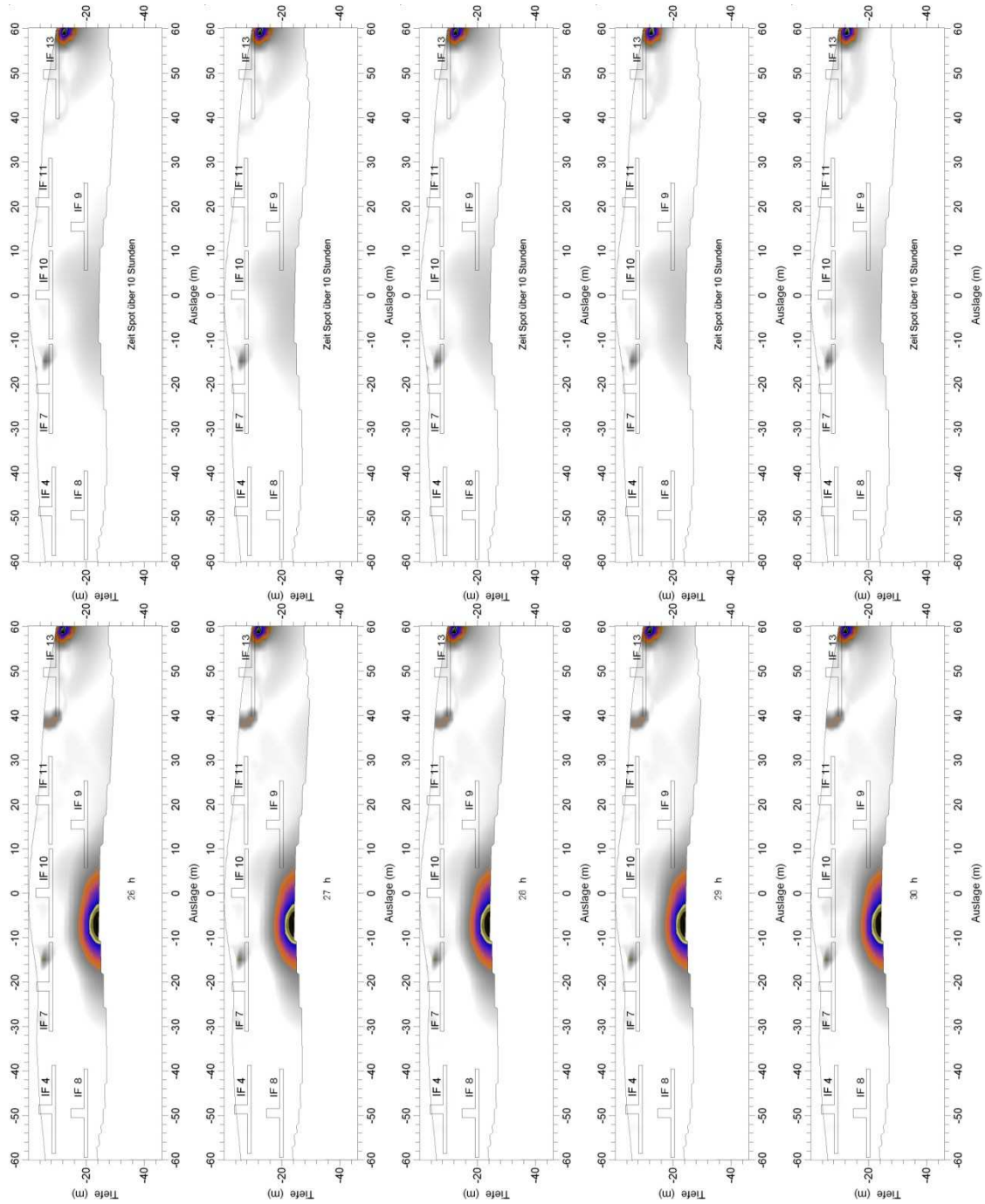


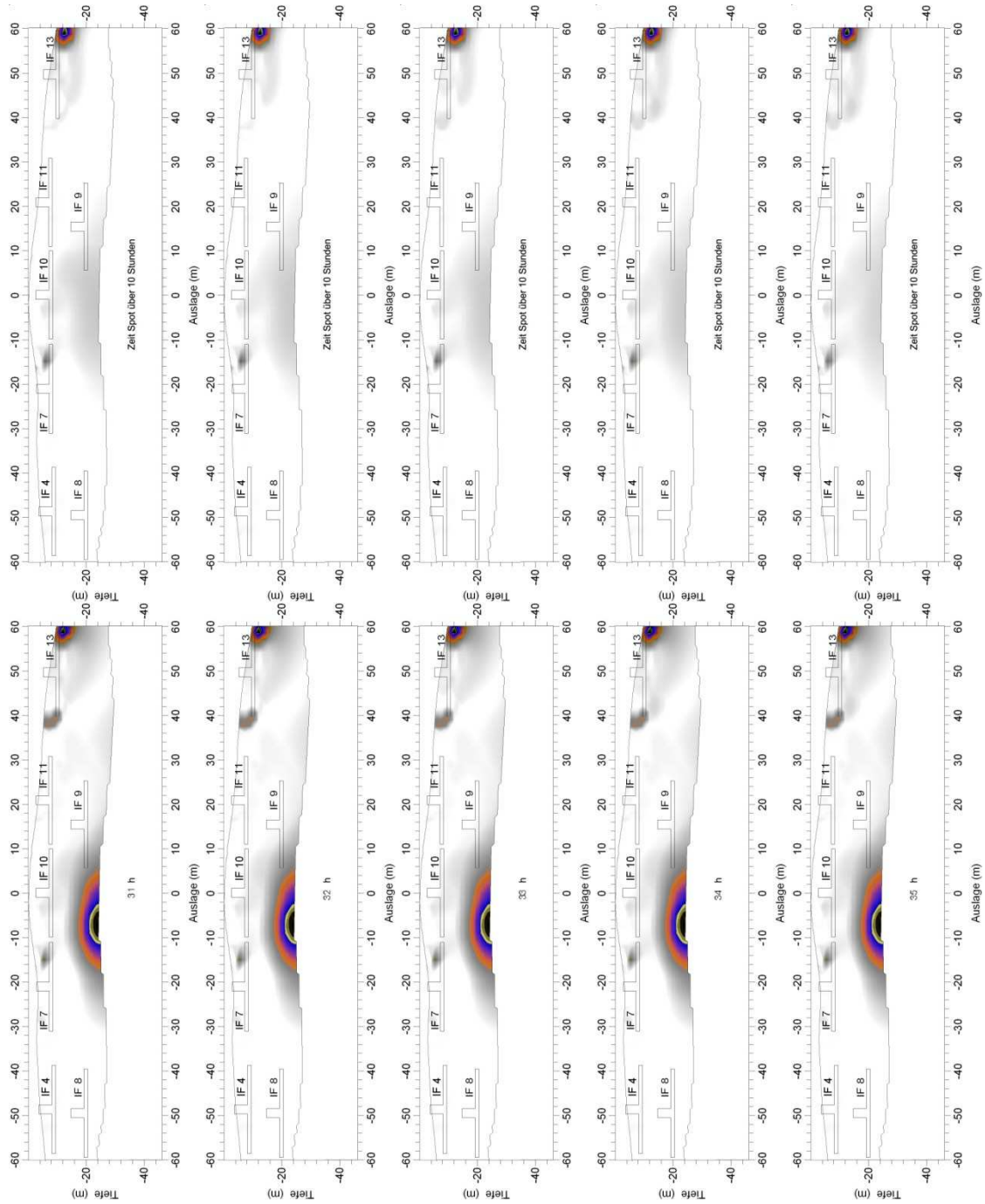


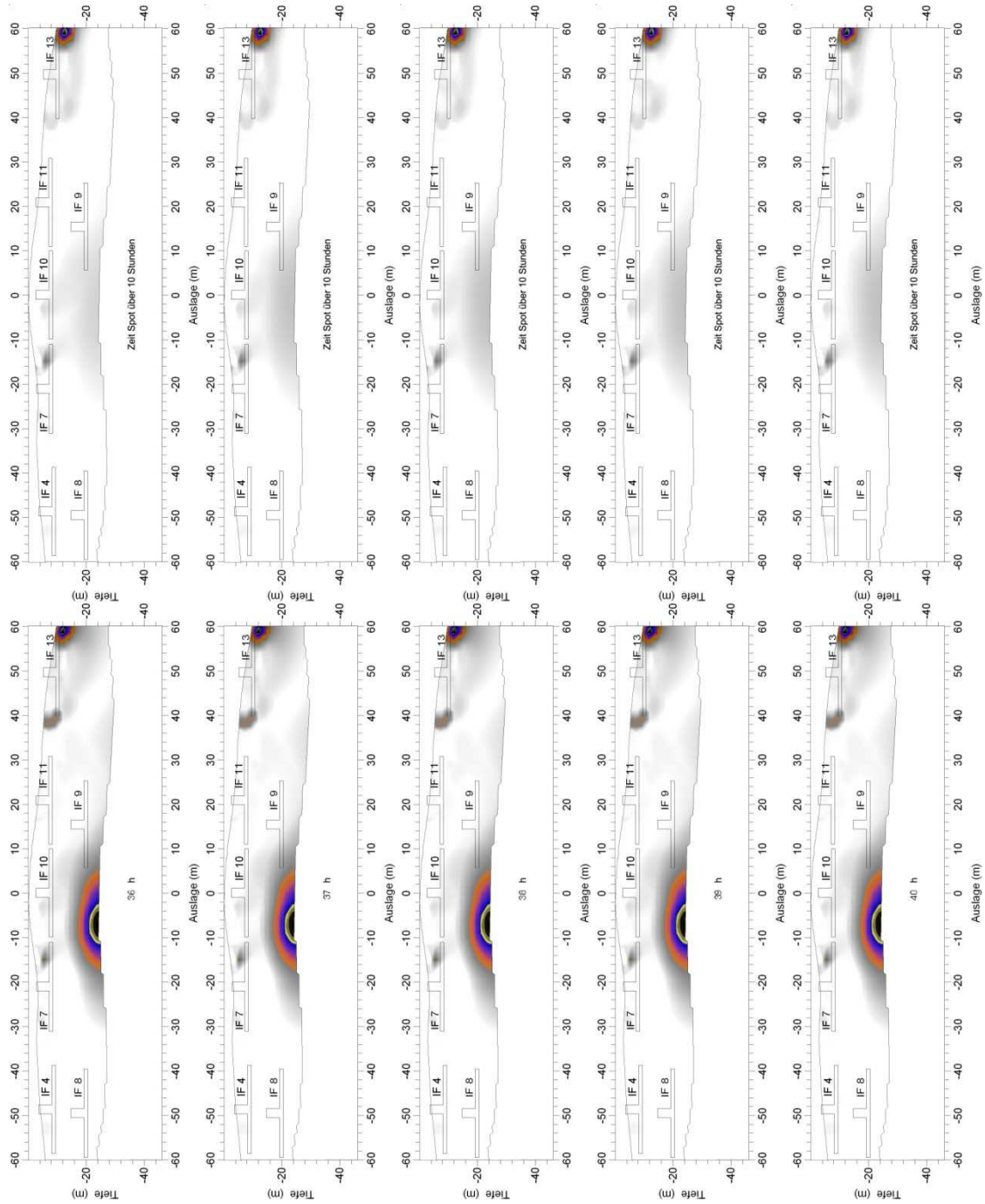


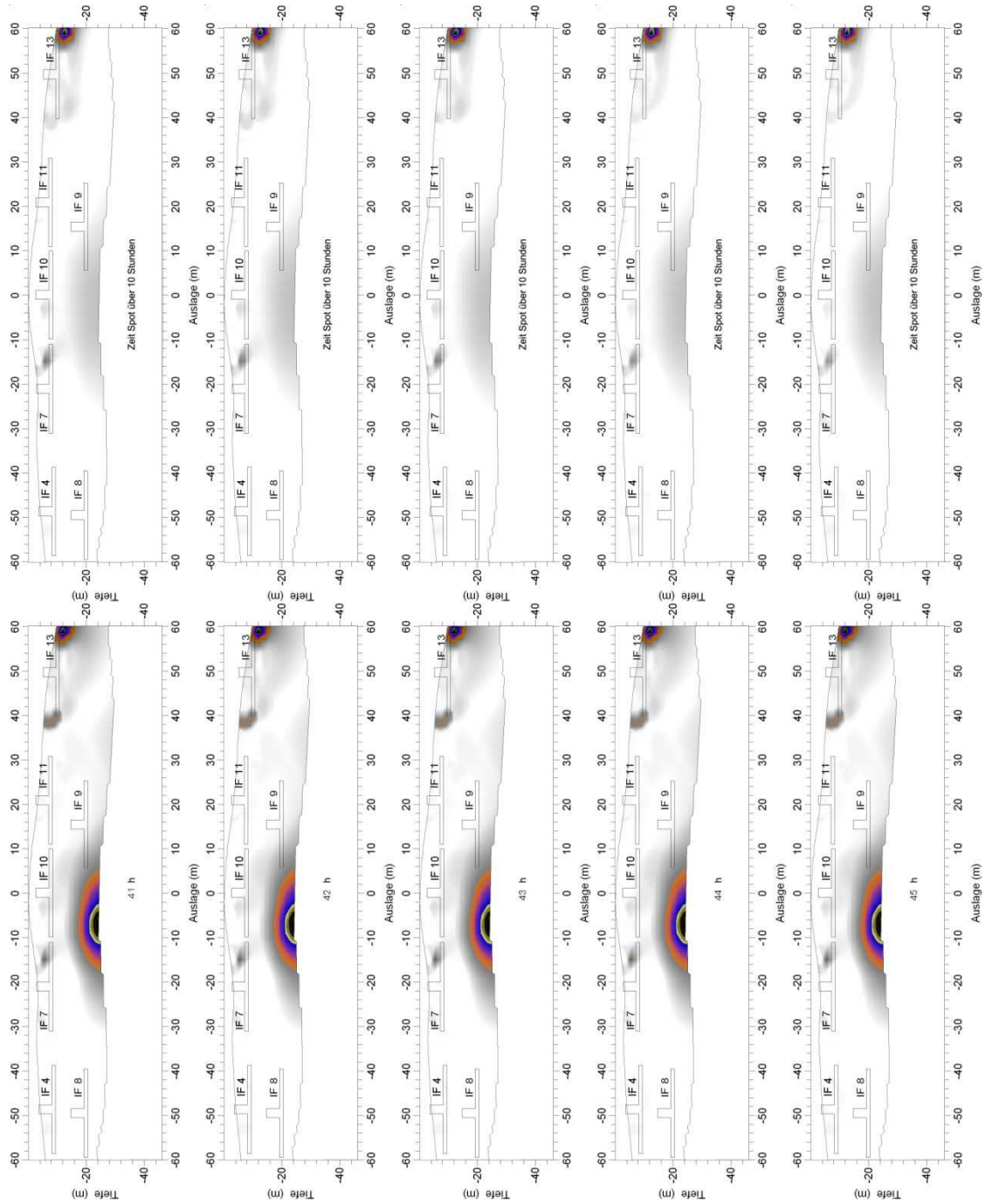


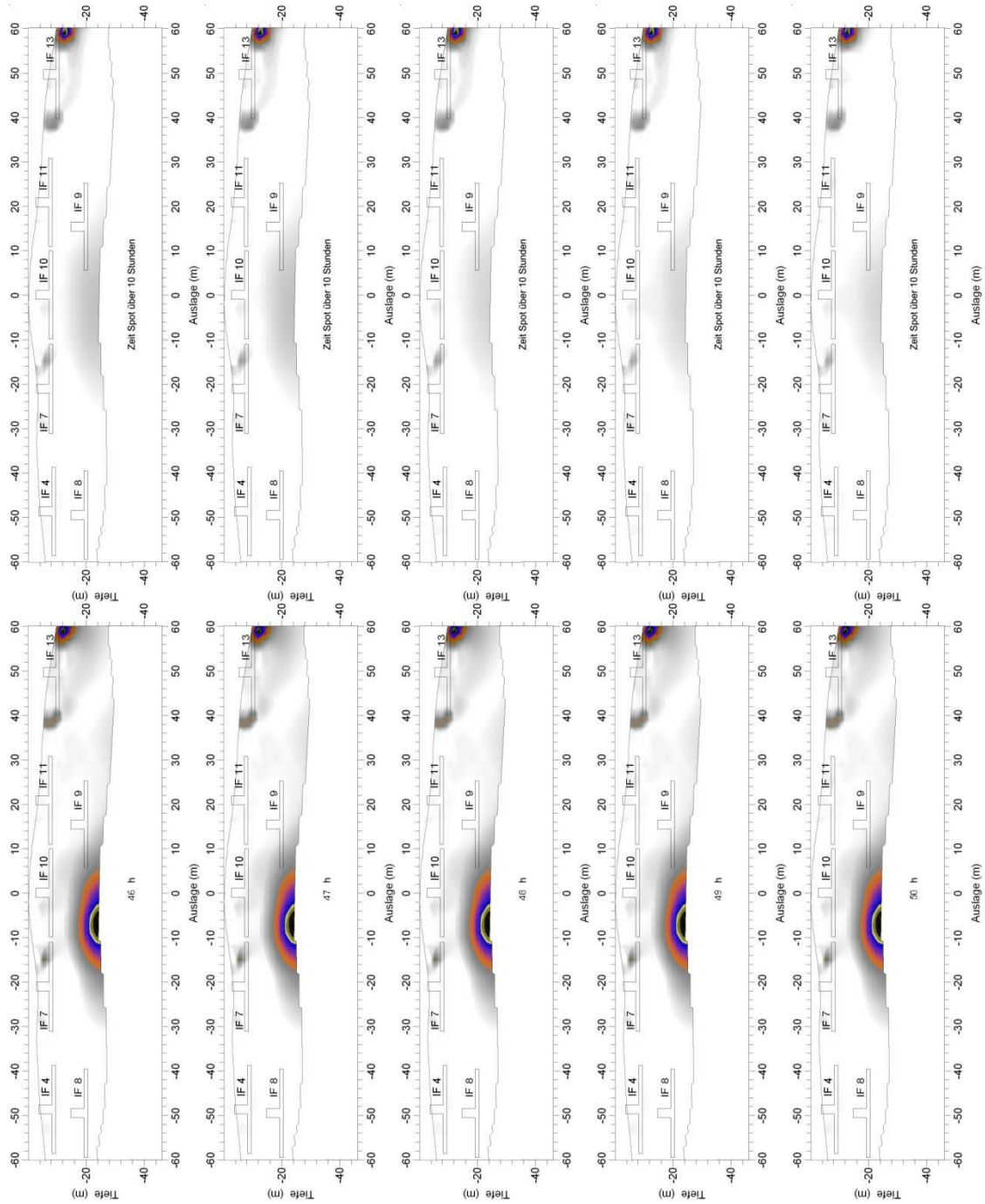


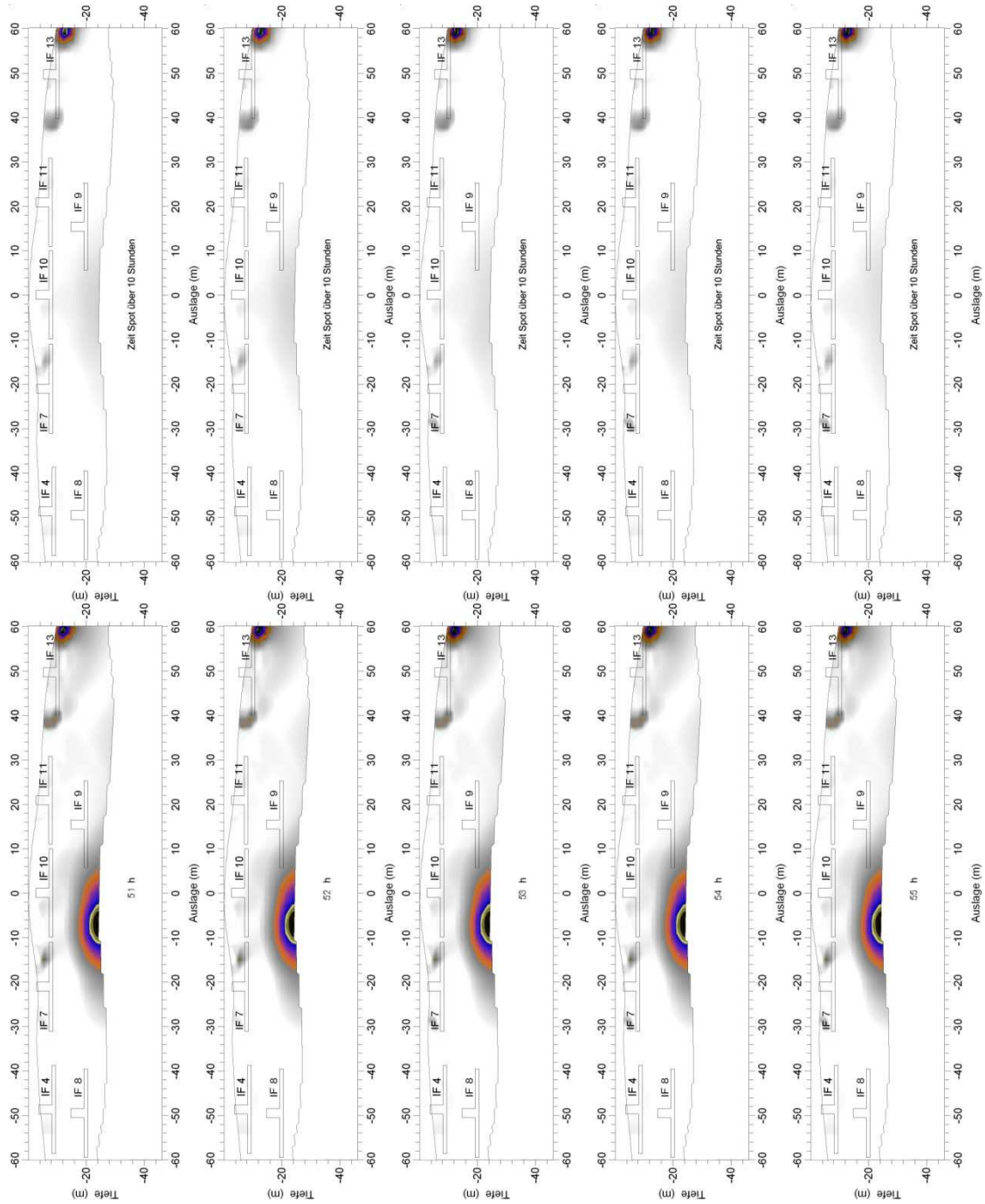


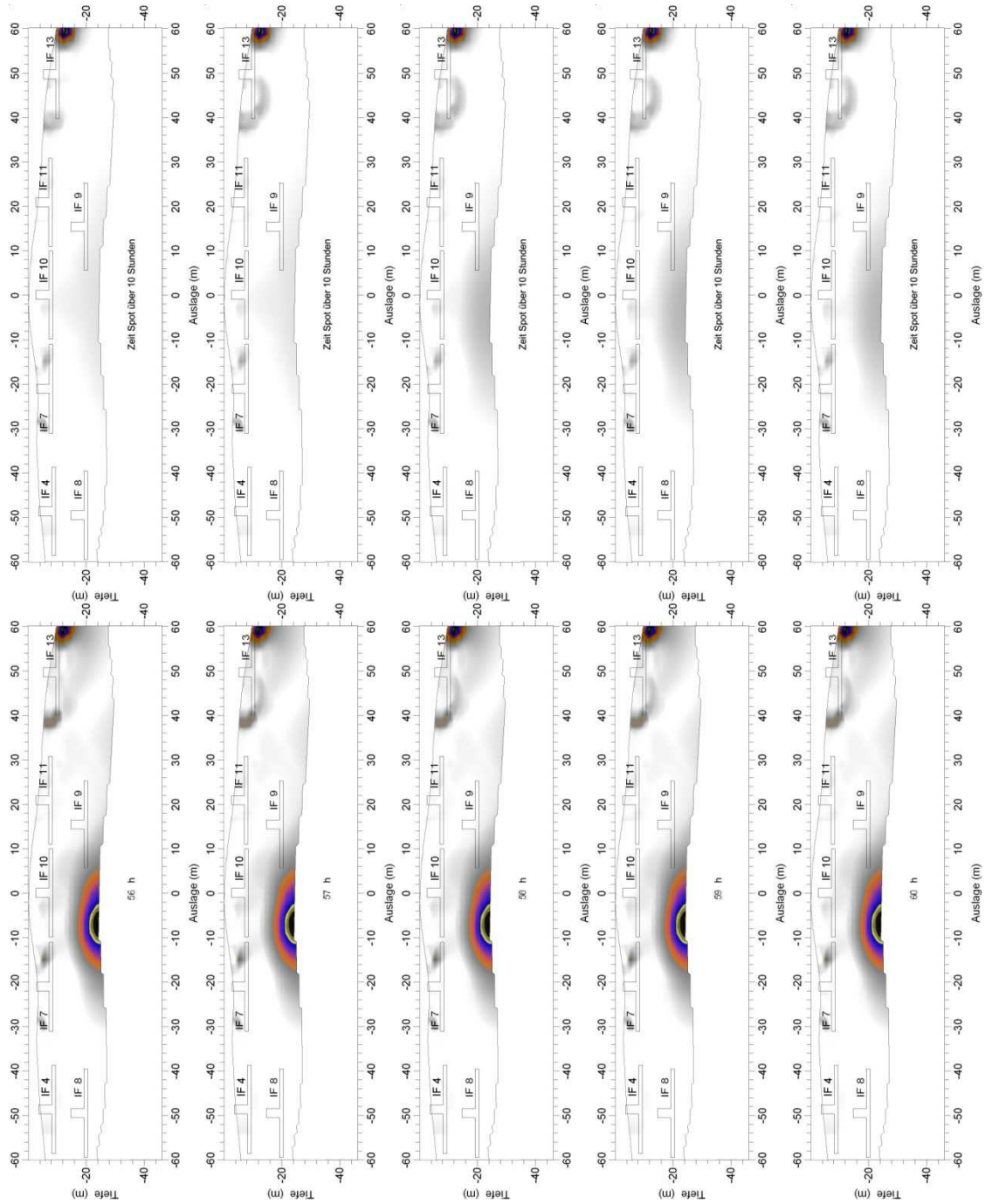


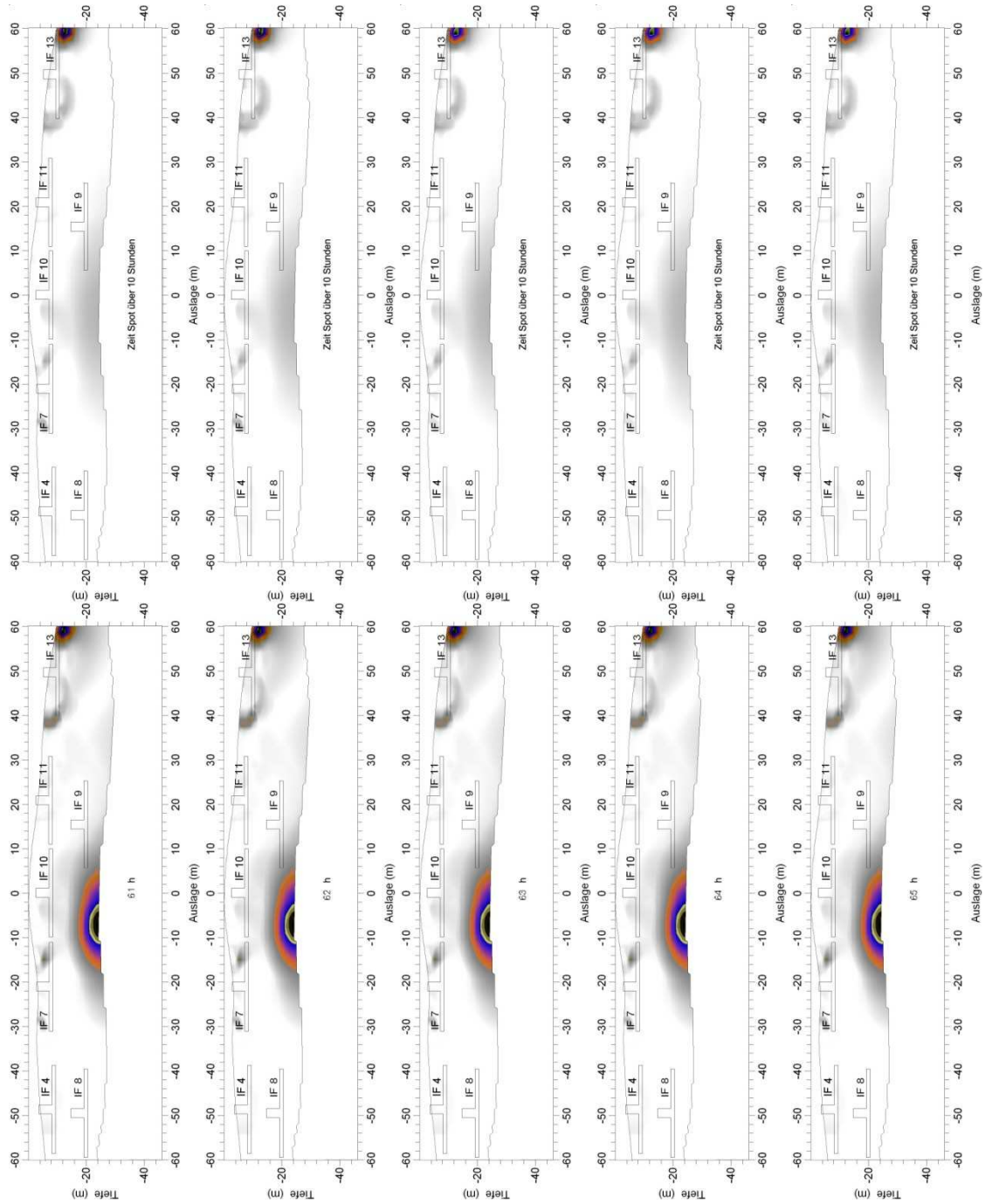


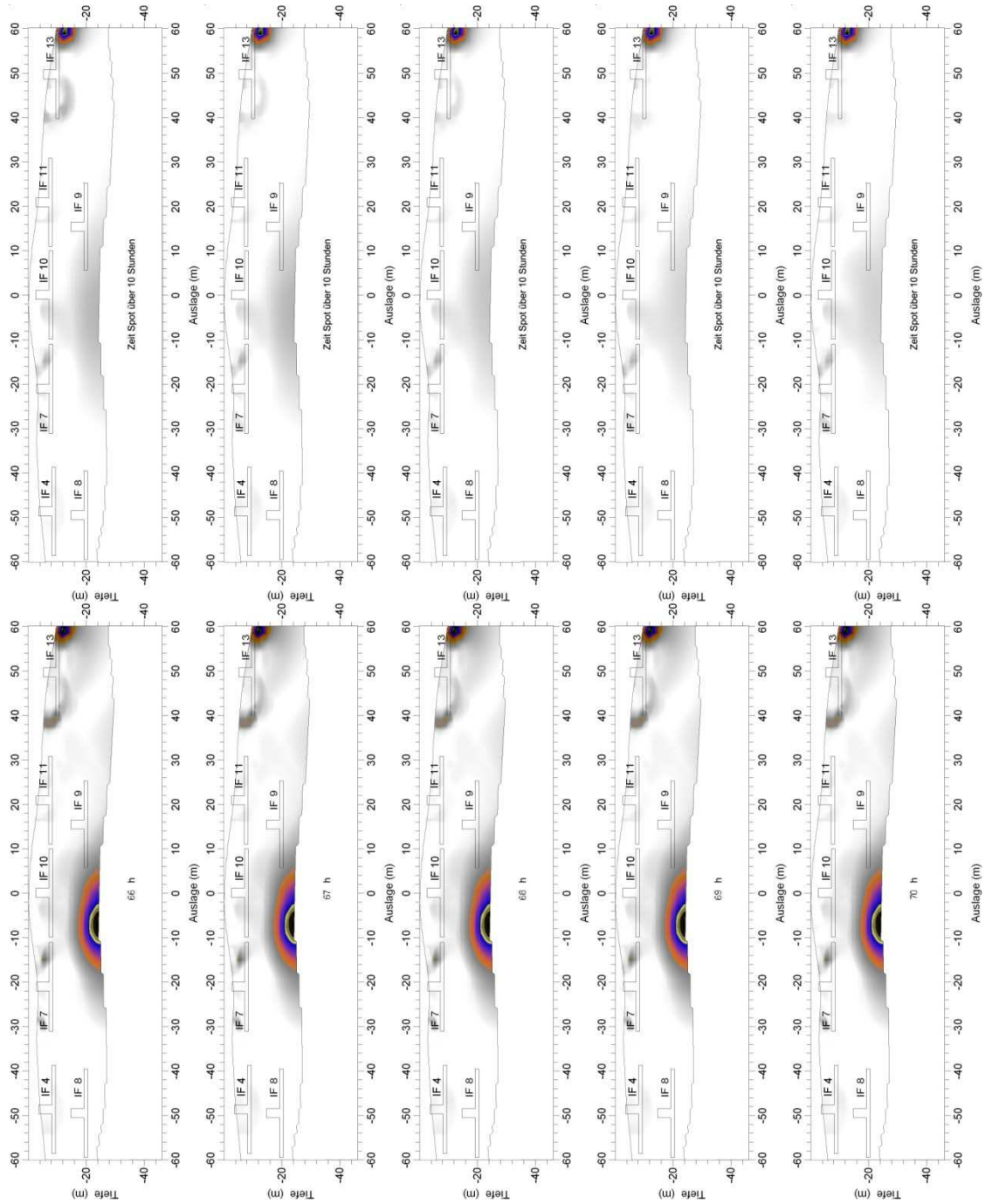


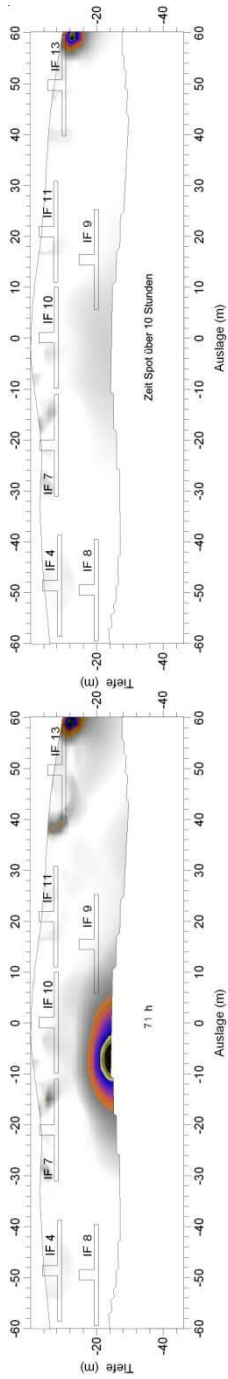




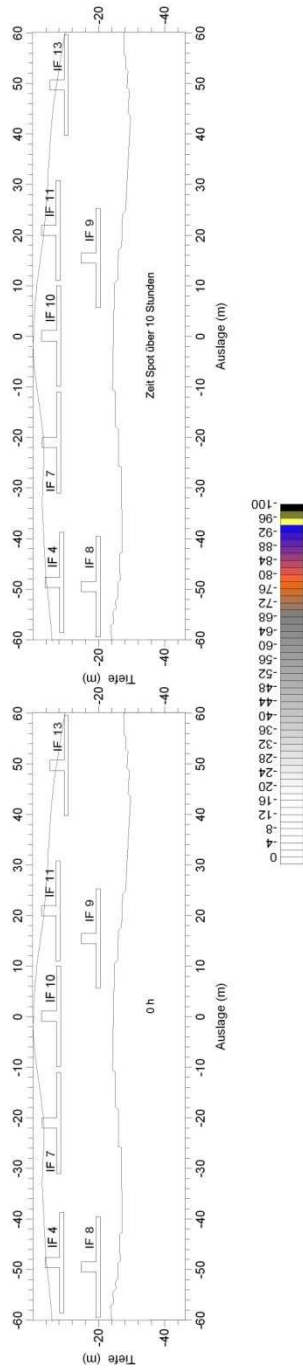


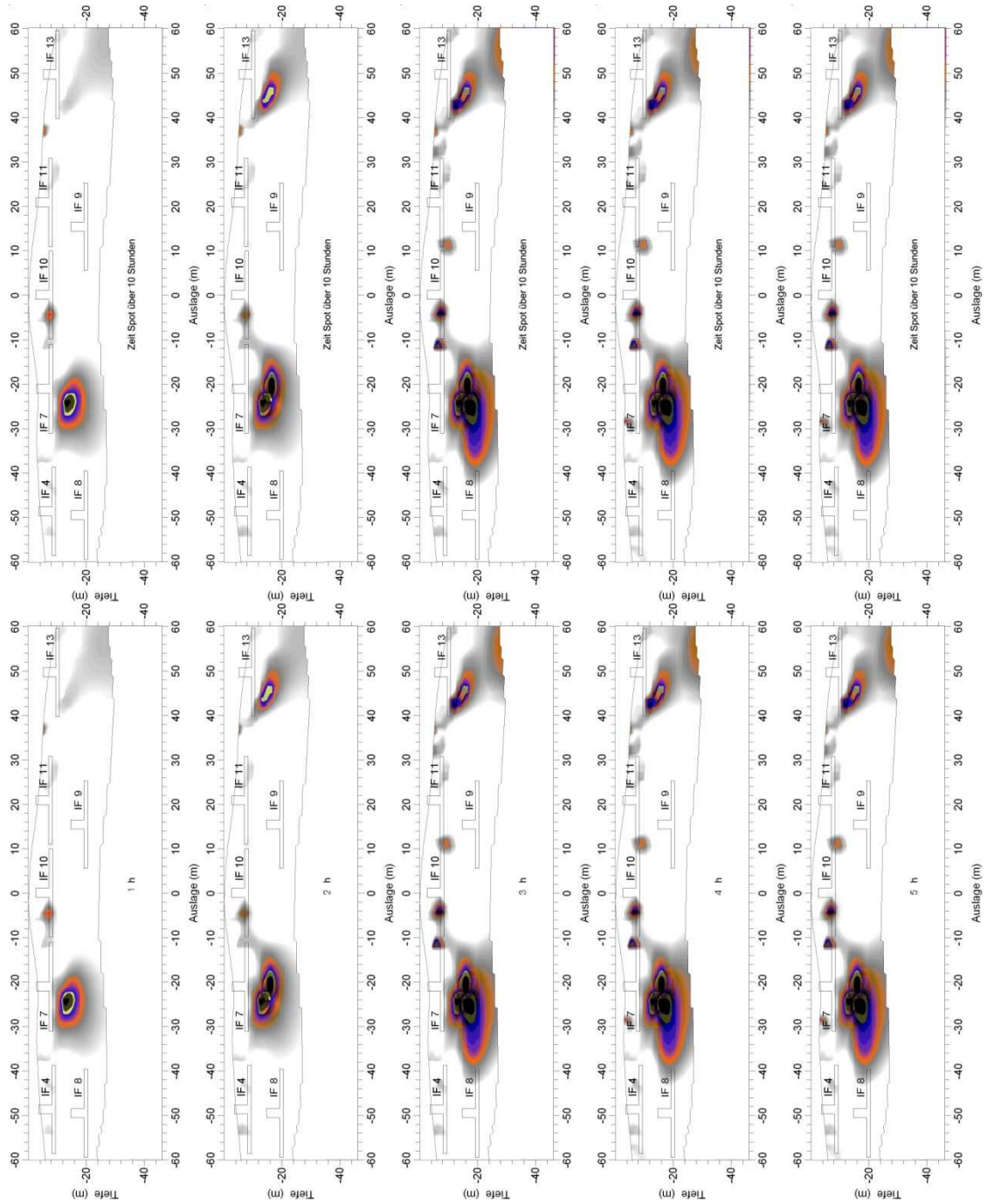


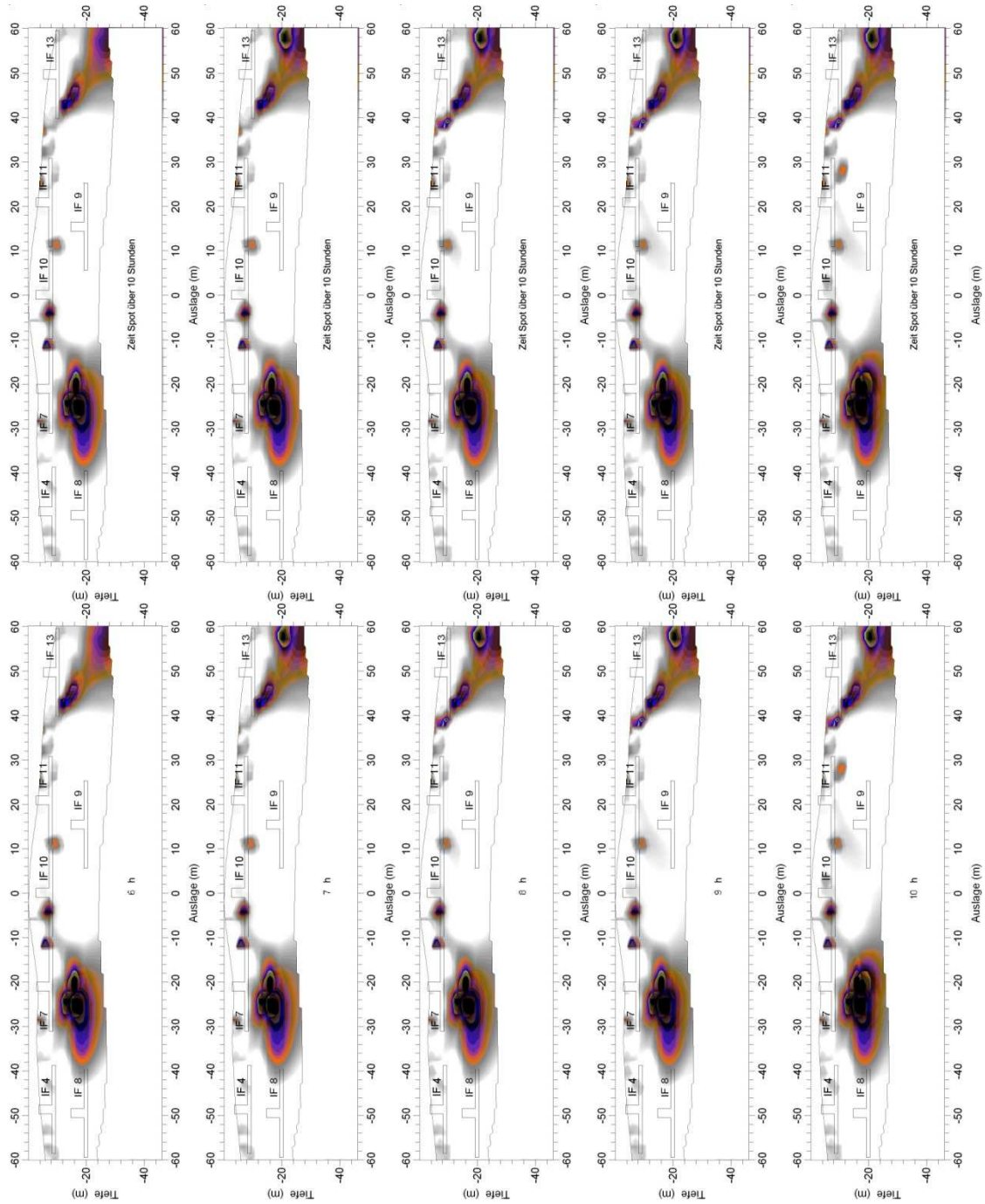


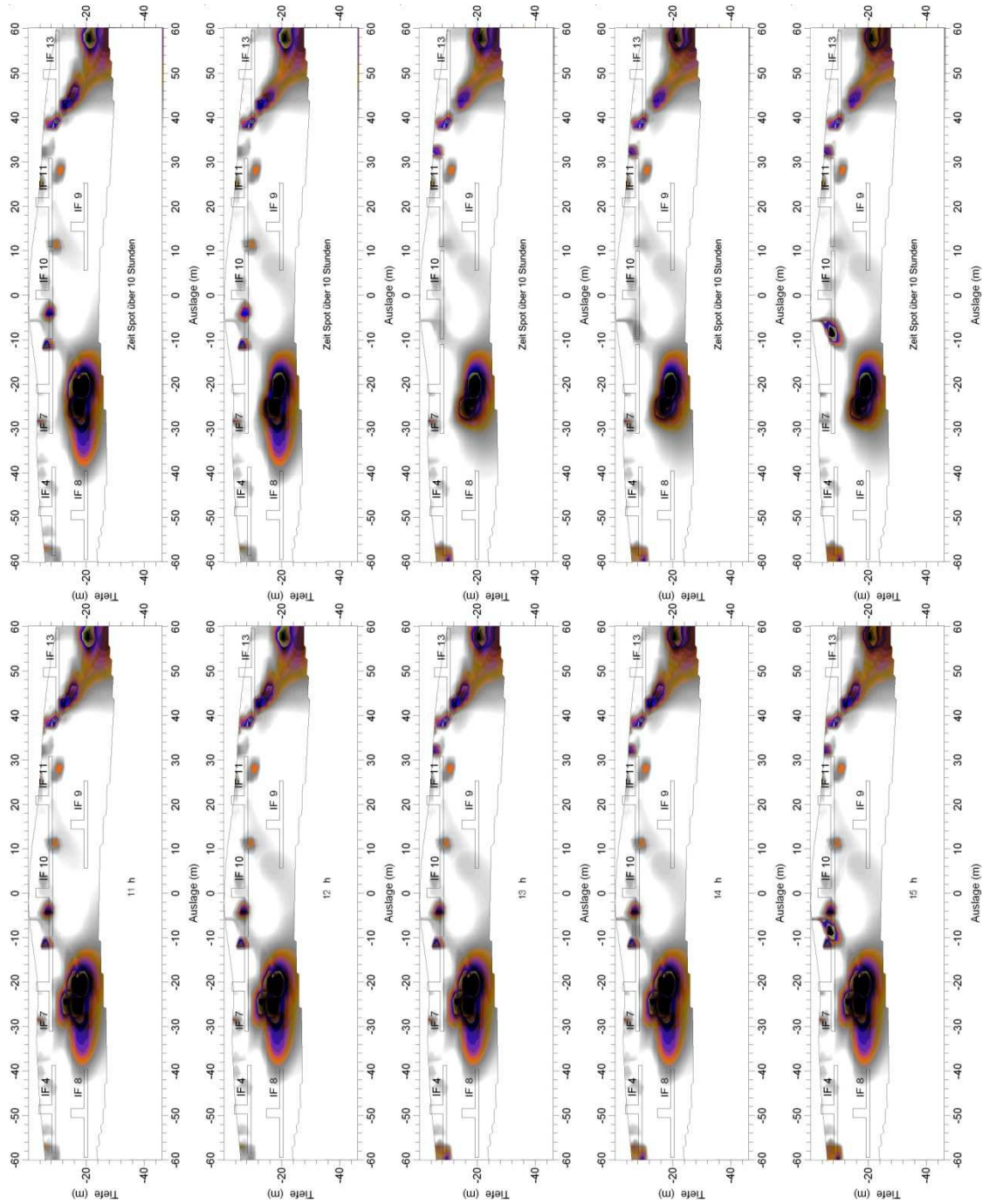


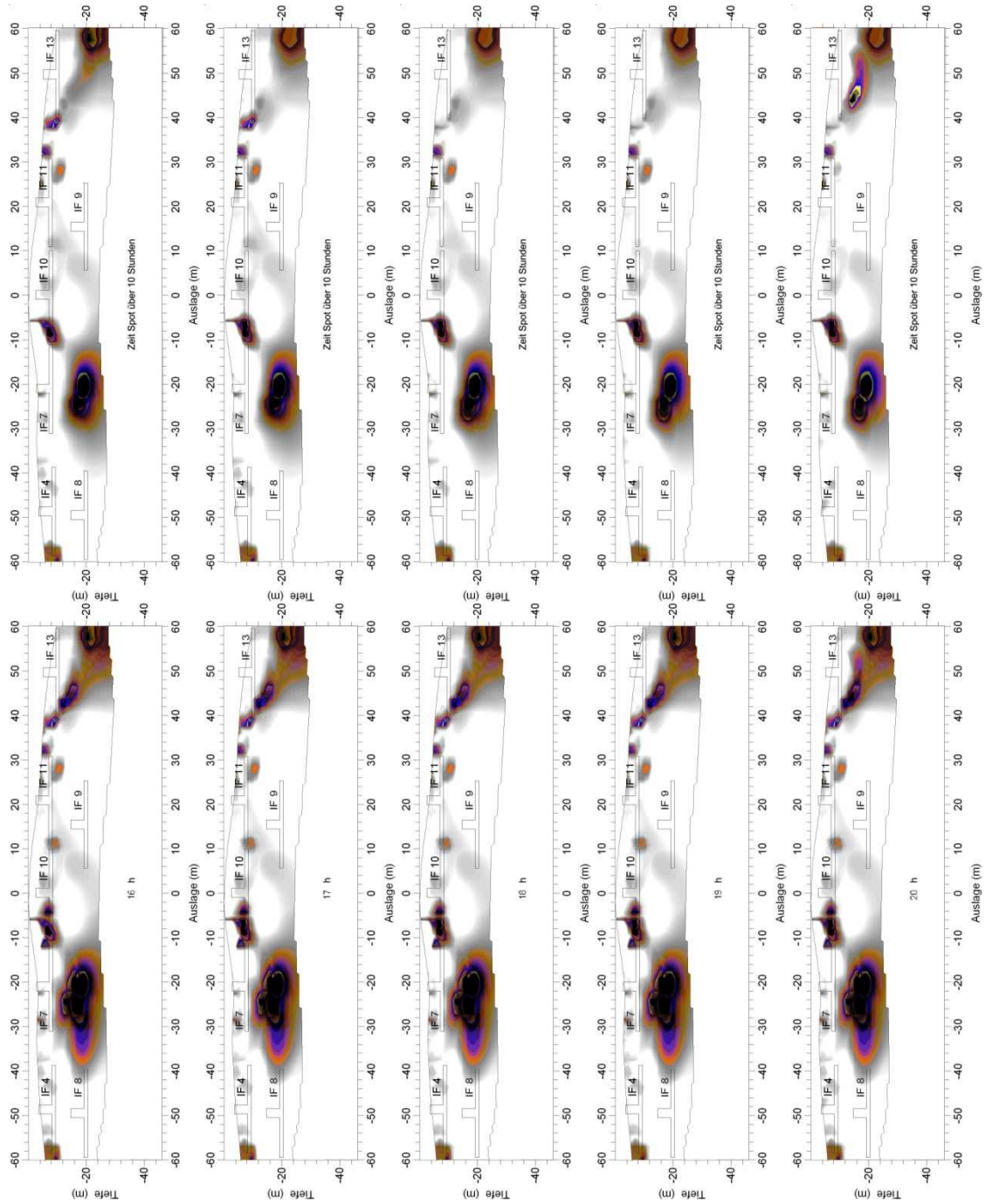
Messung 17

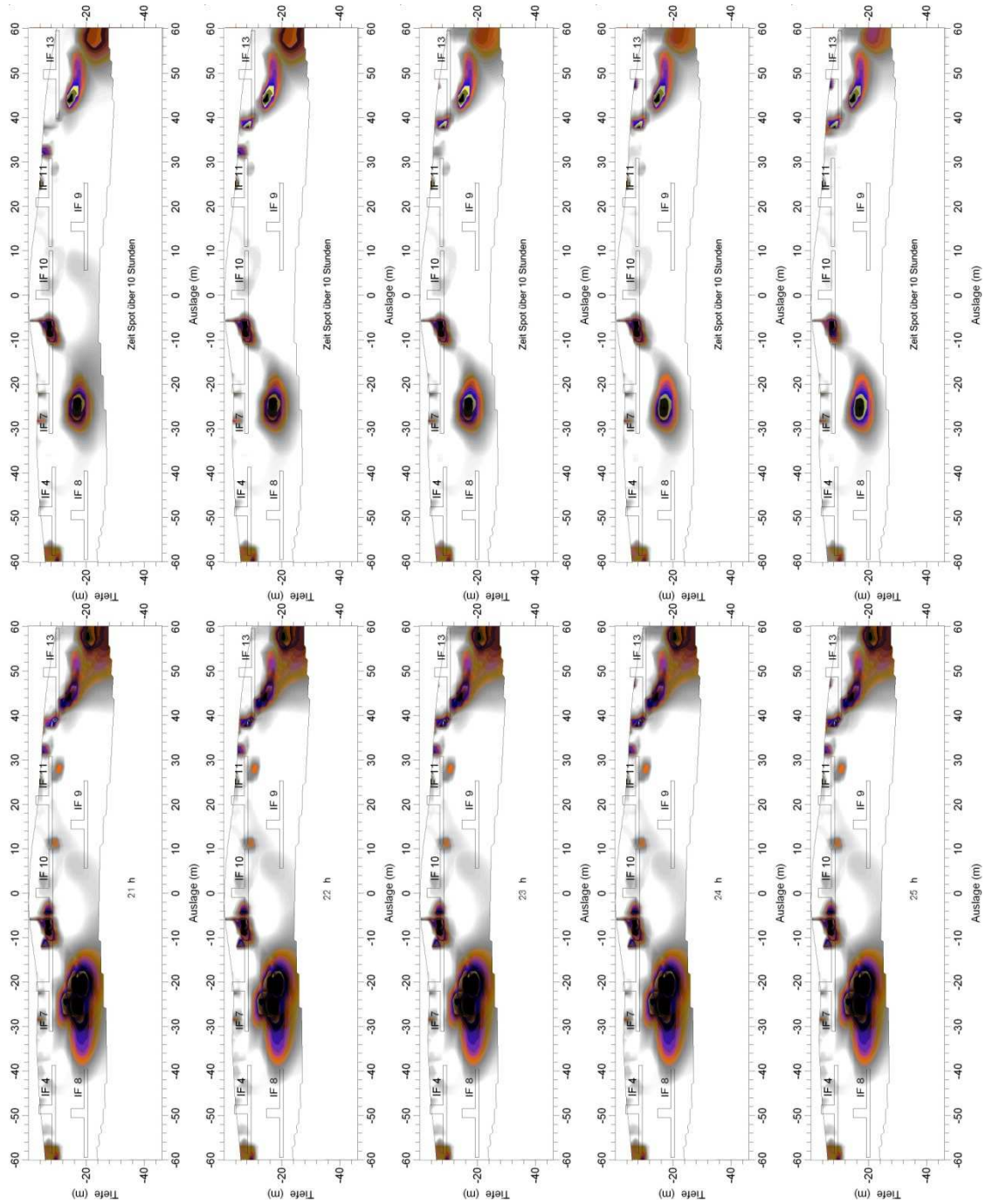


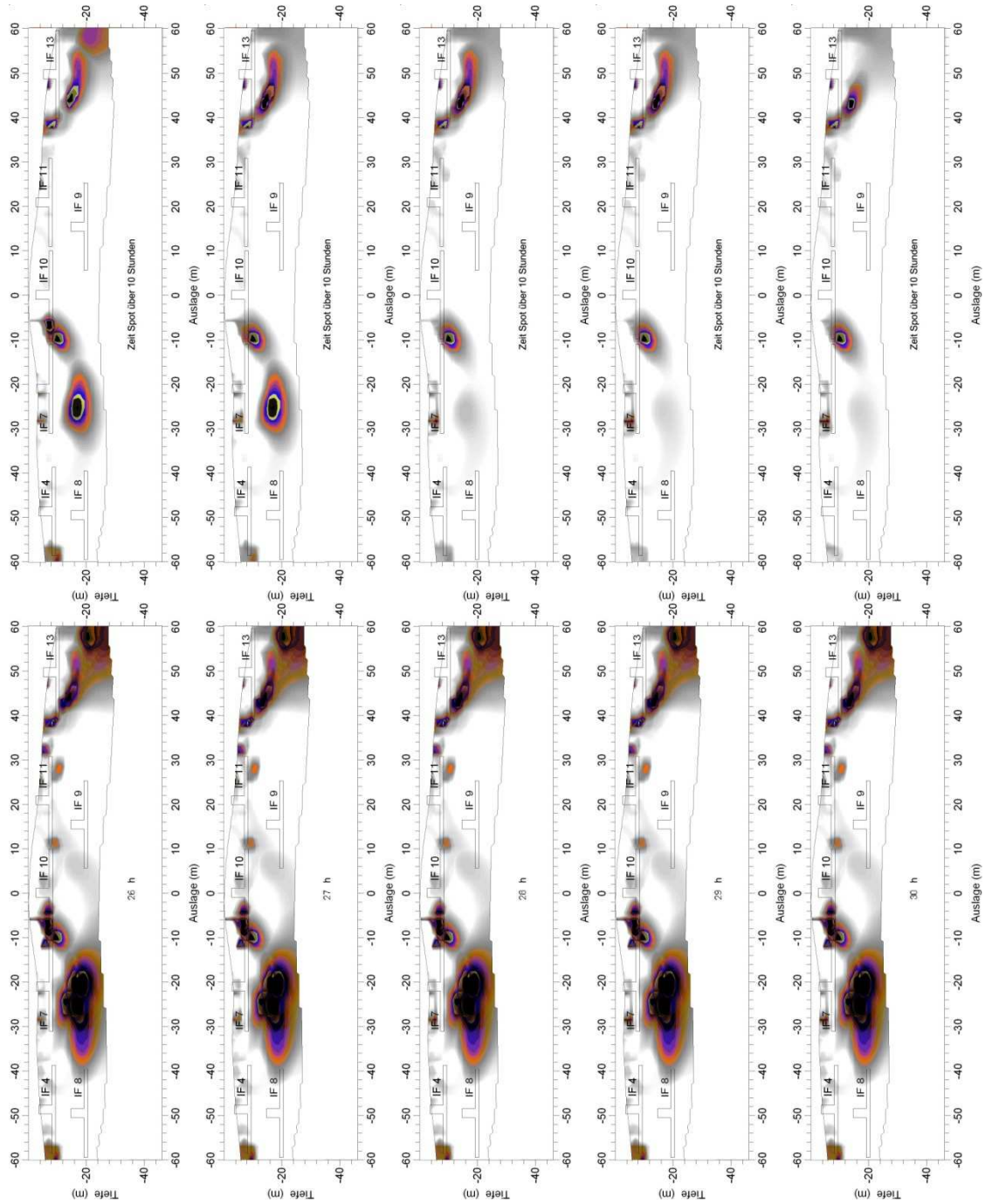


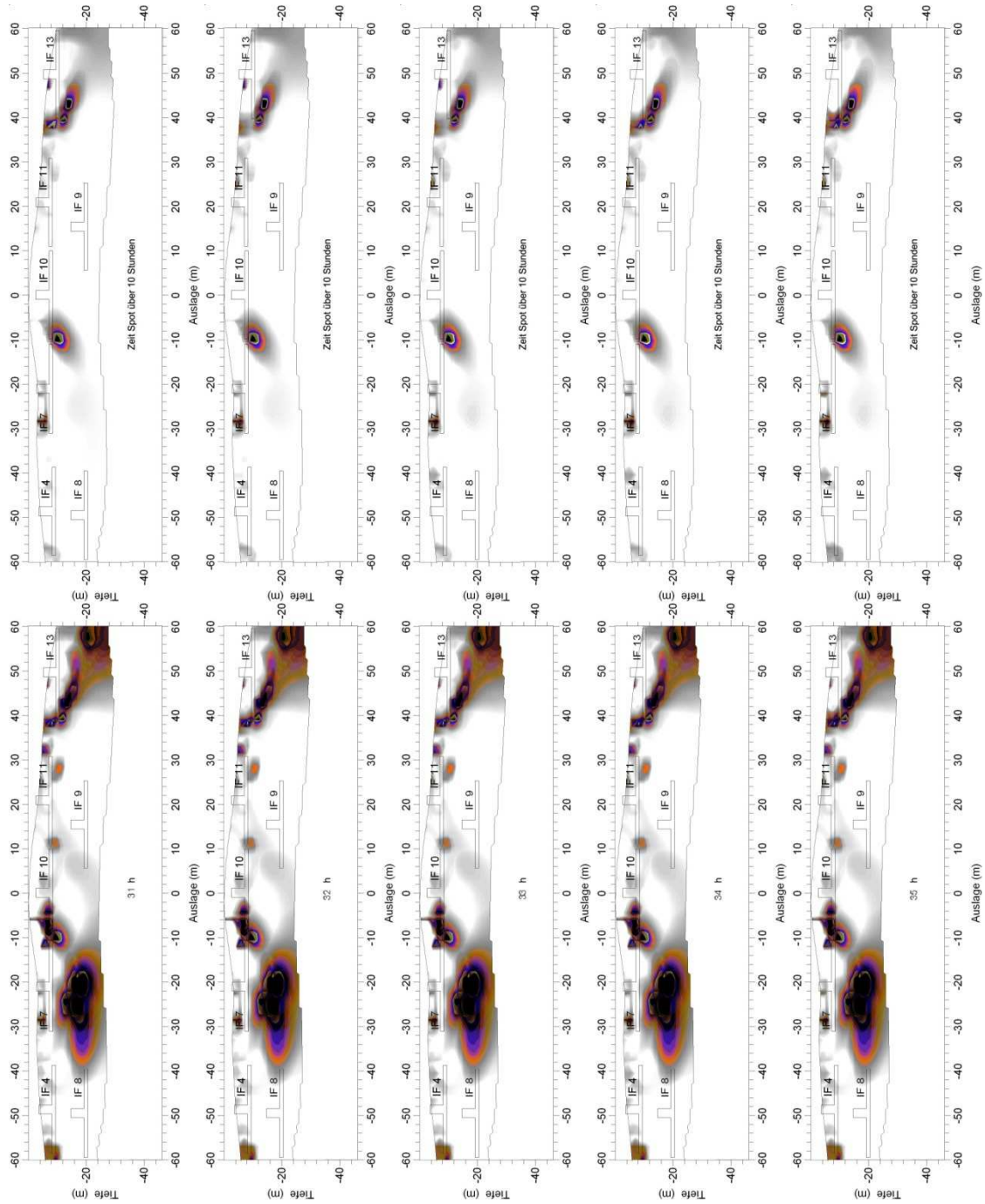


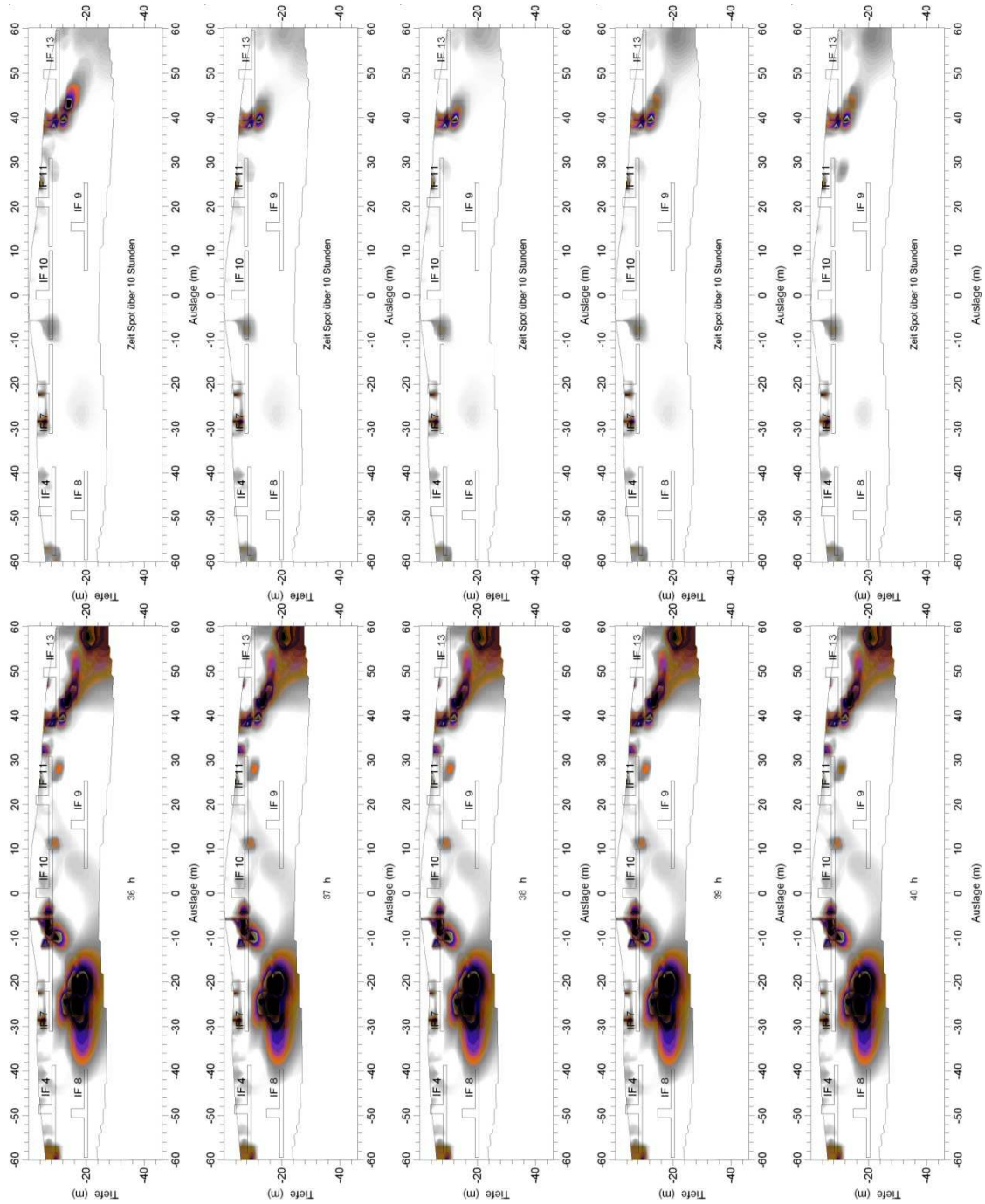


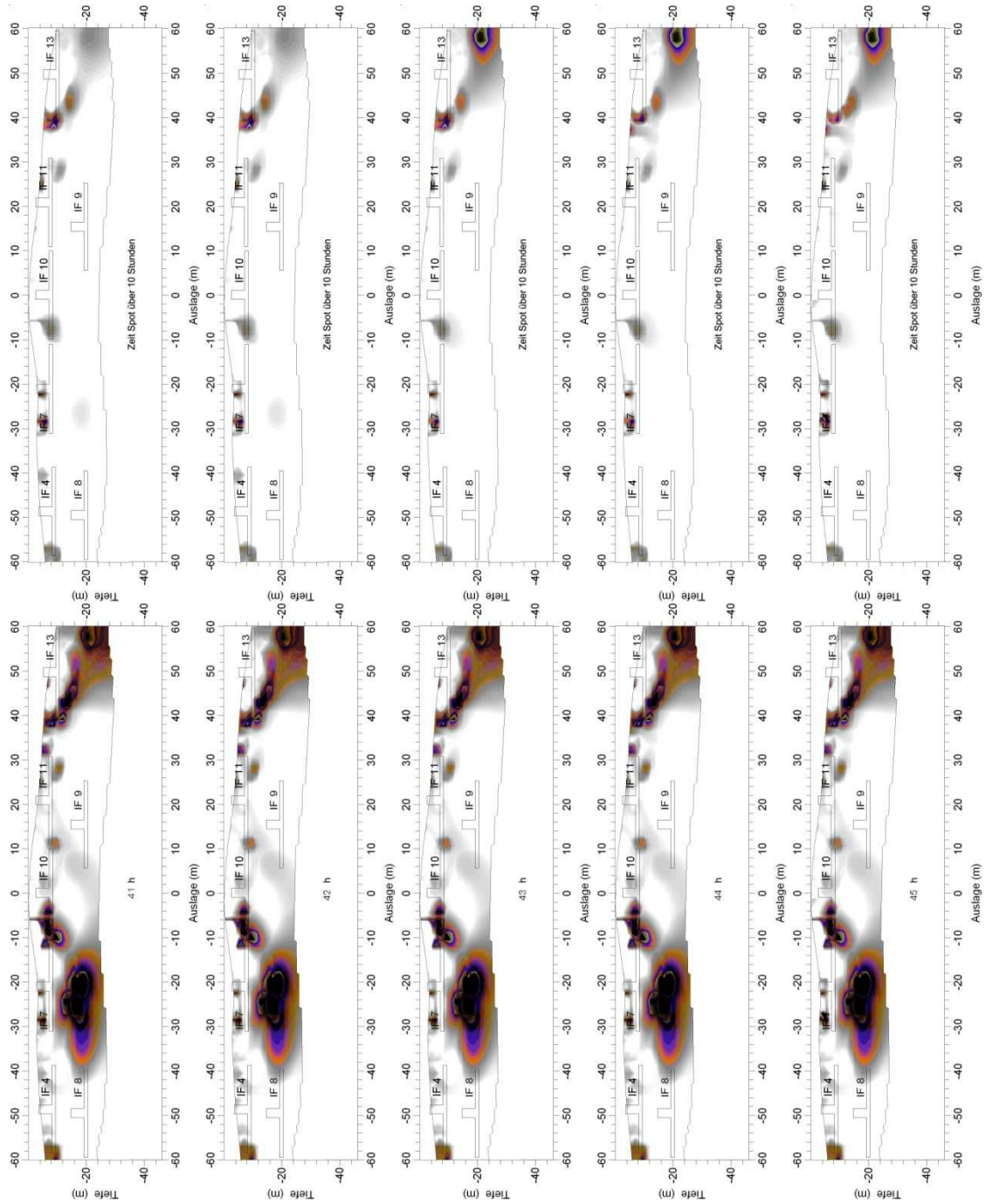


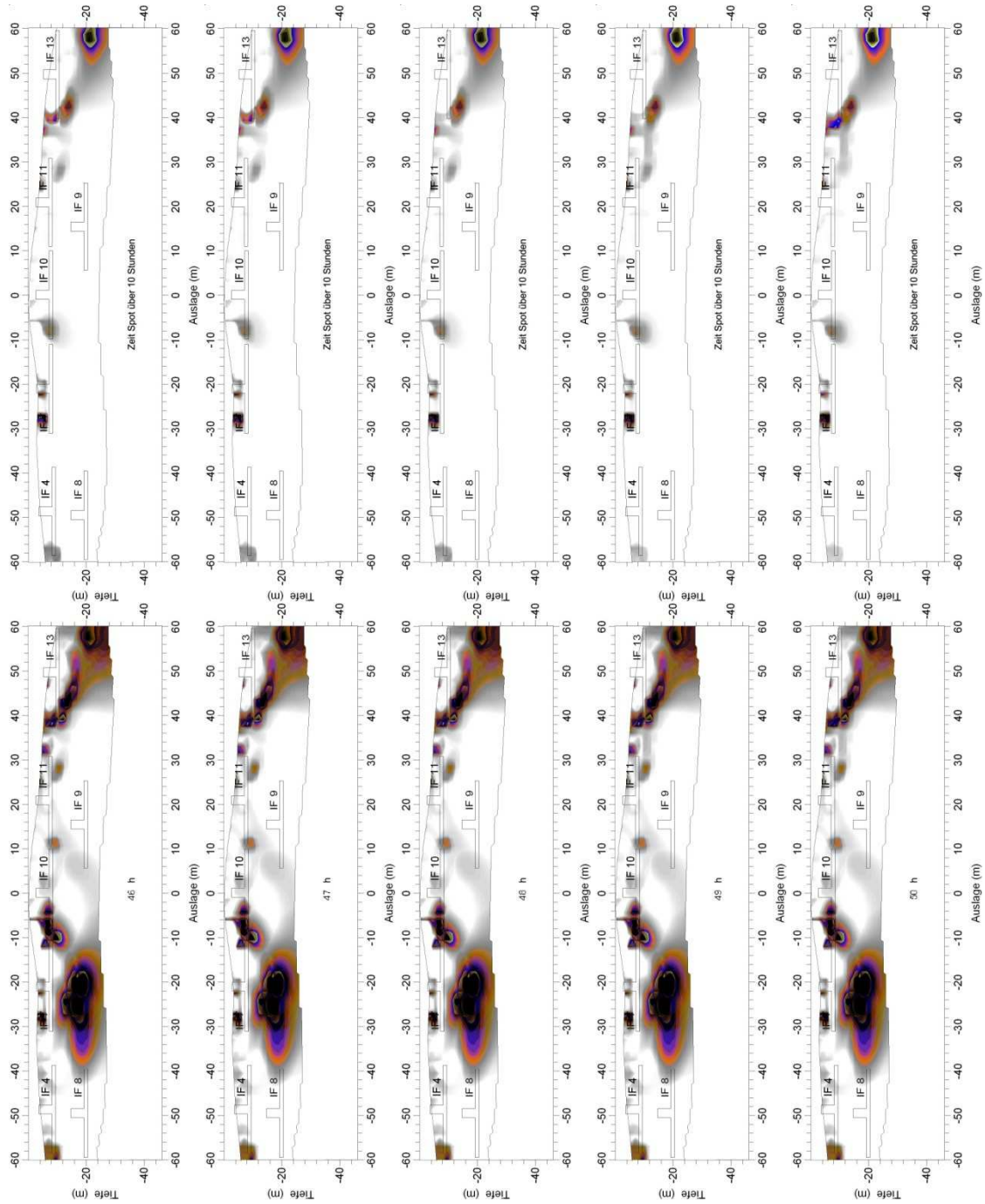


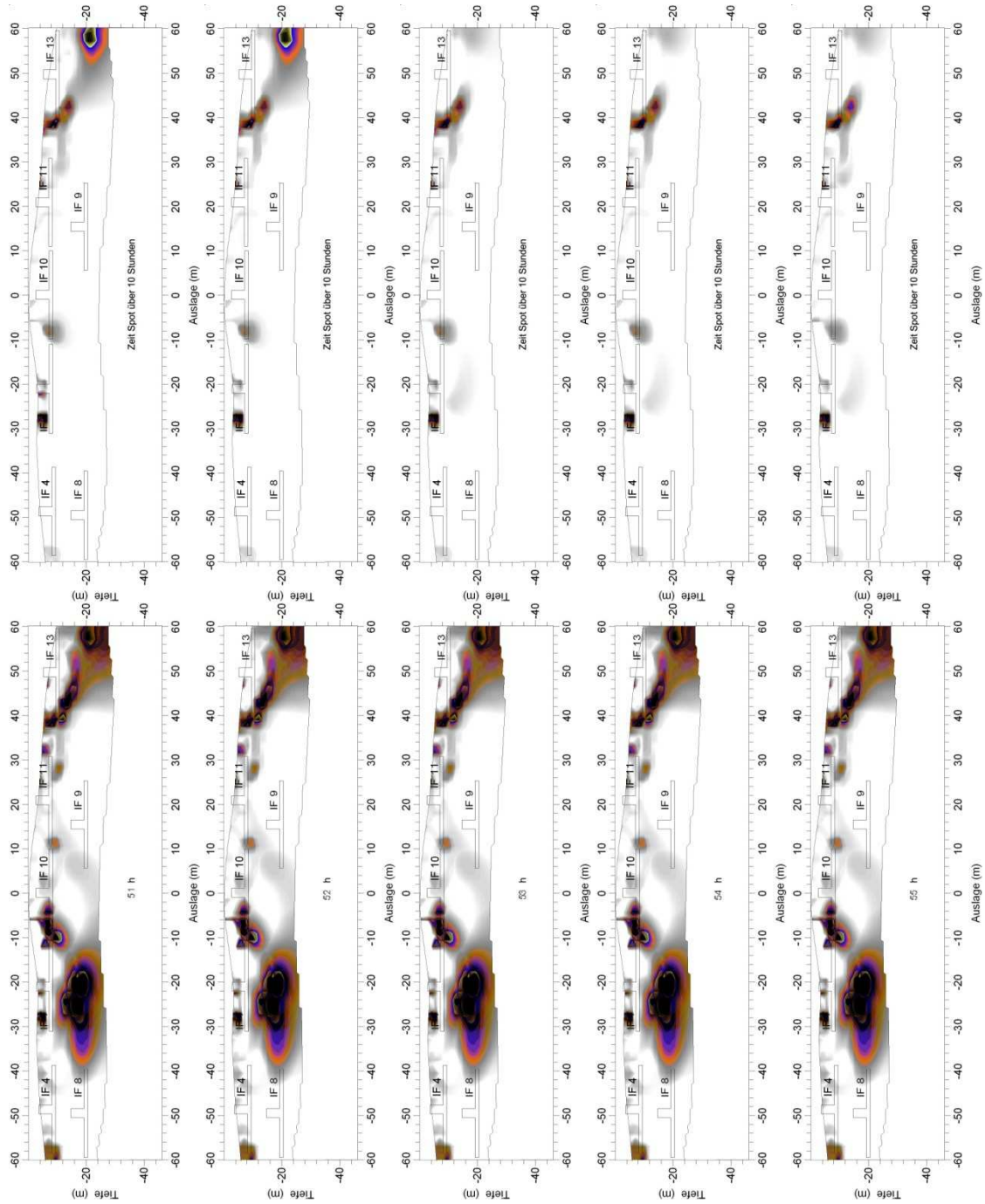


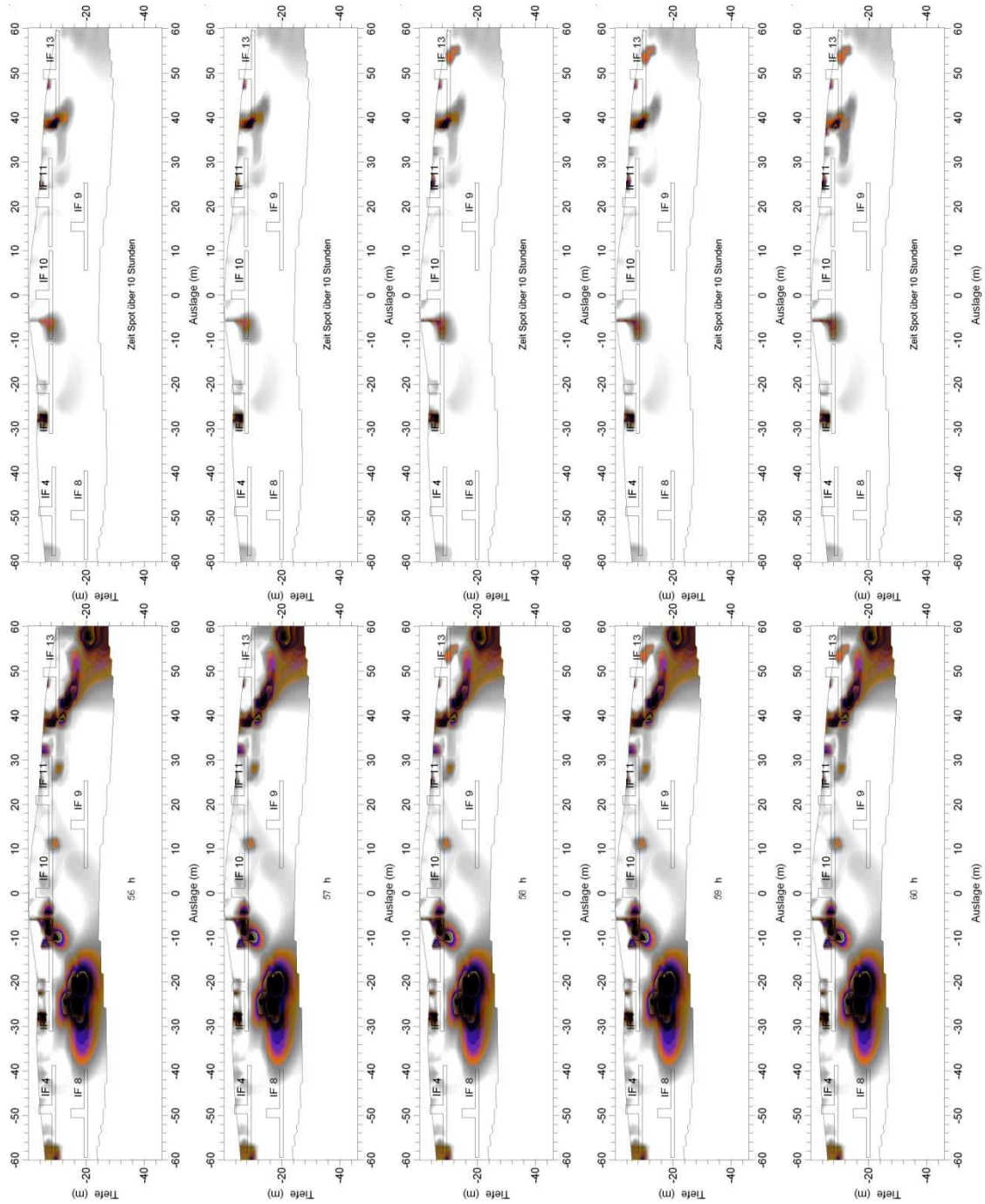


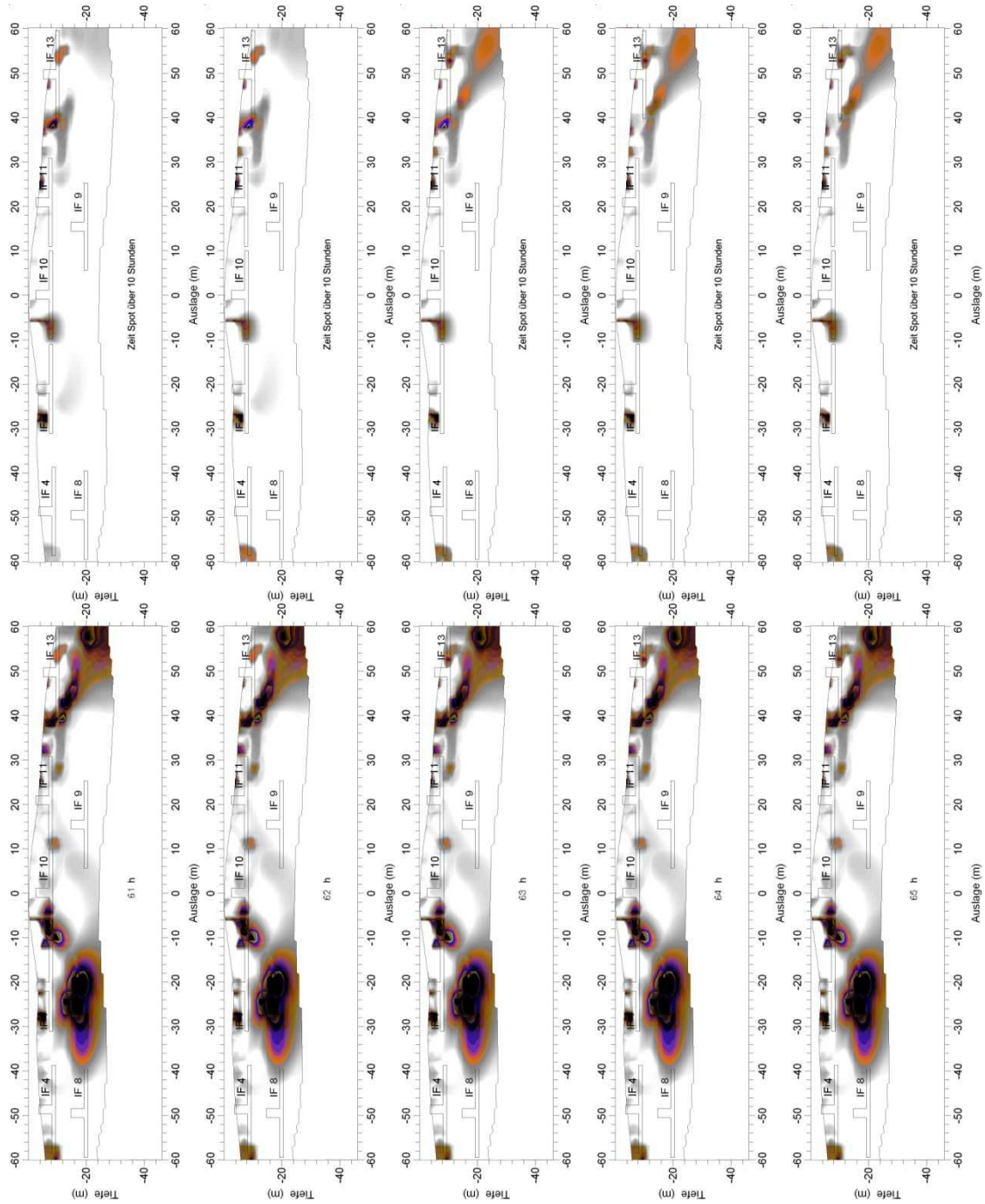


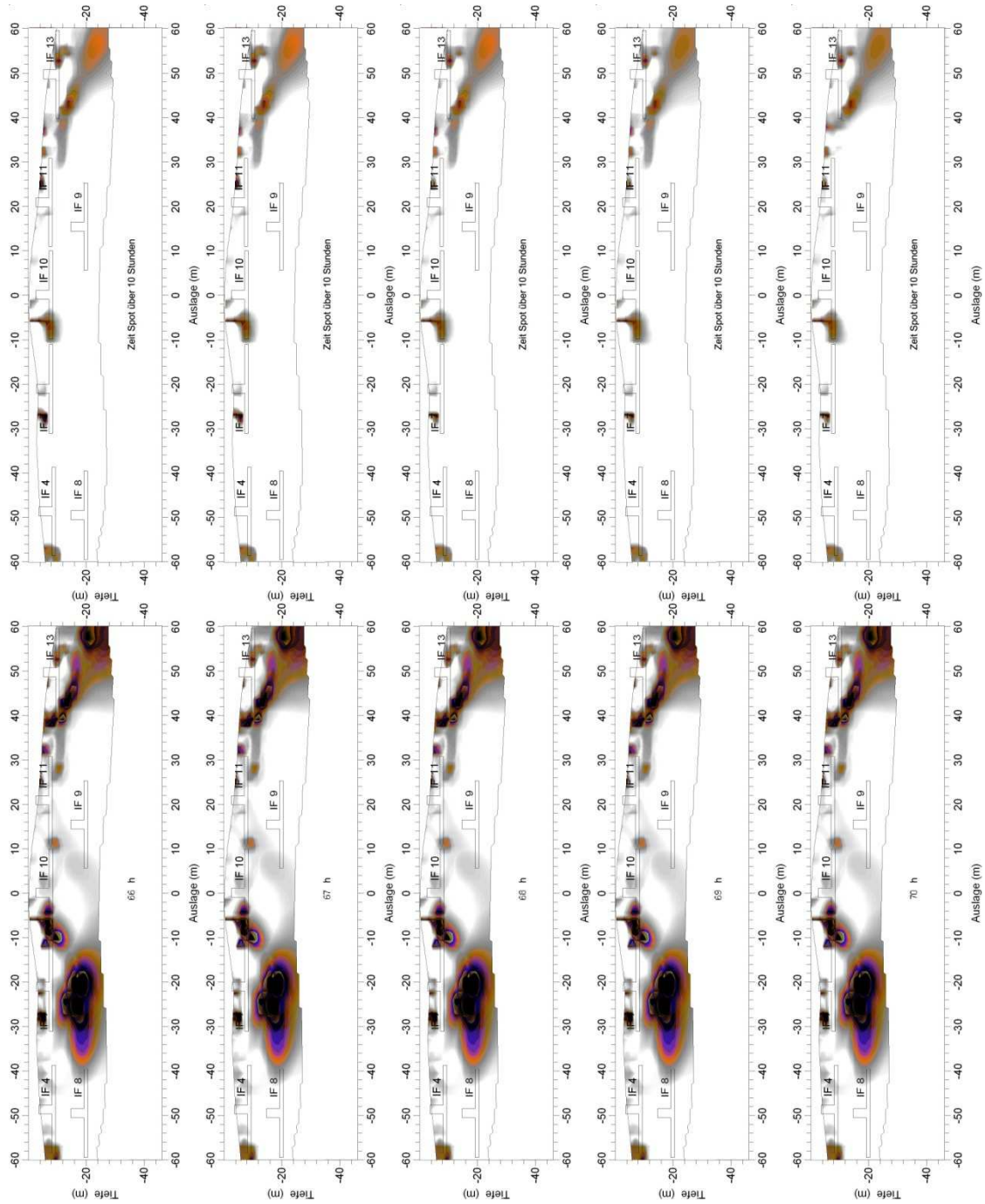


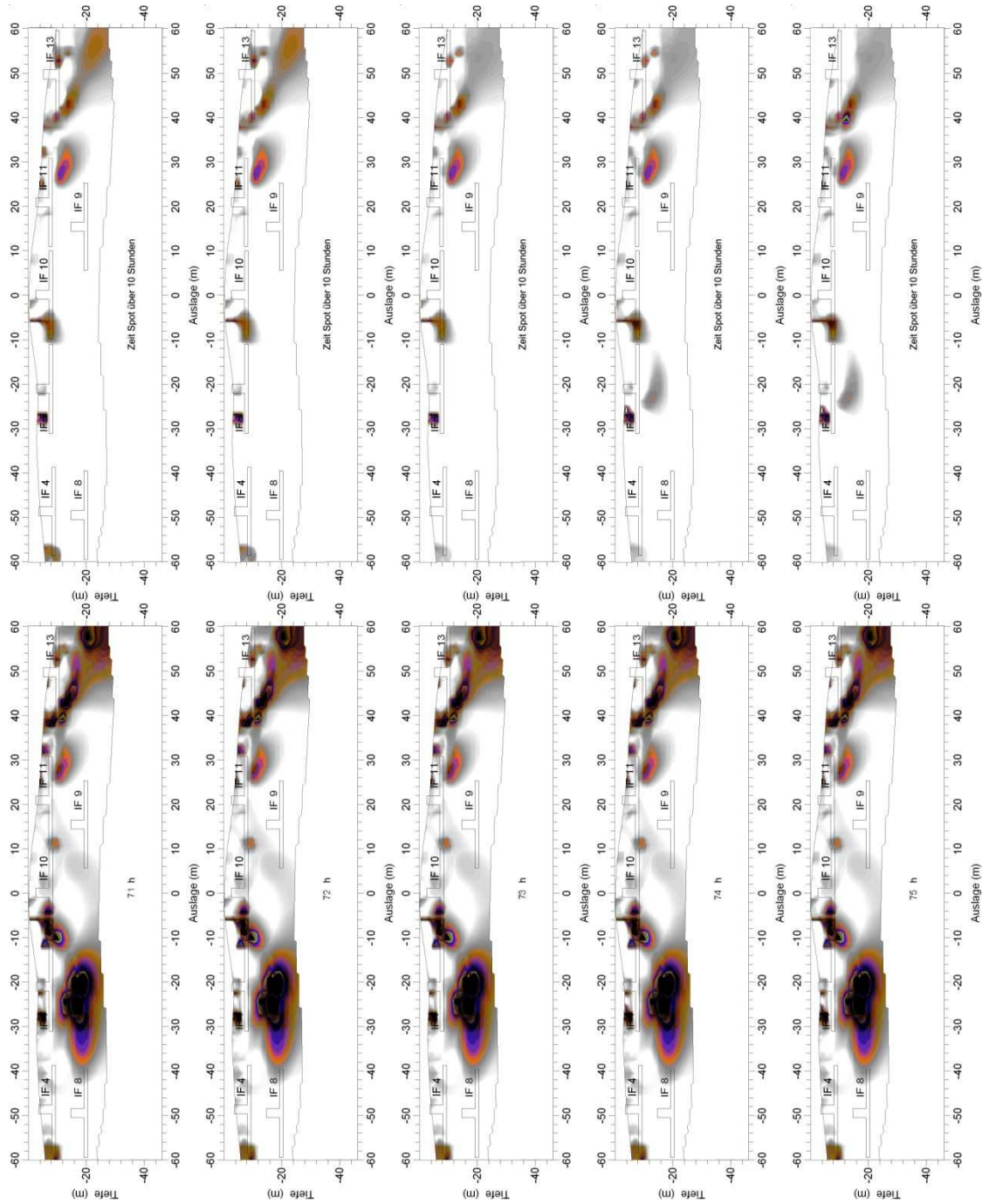


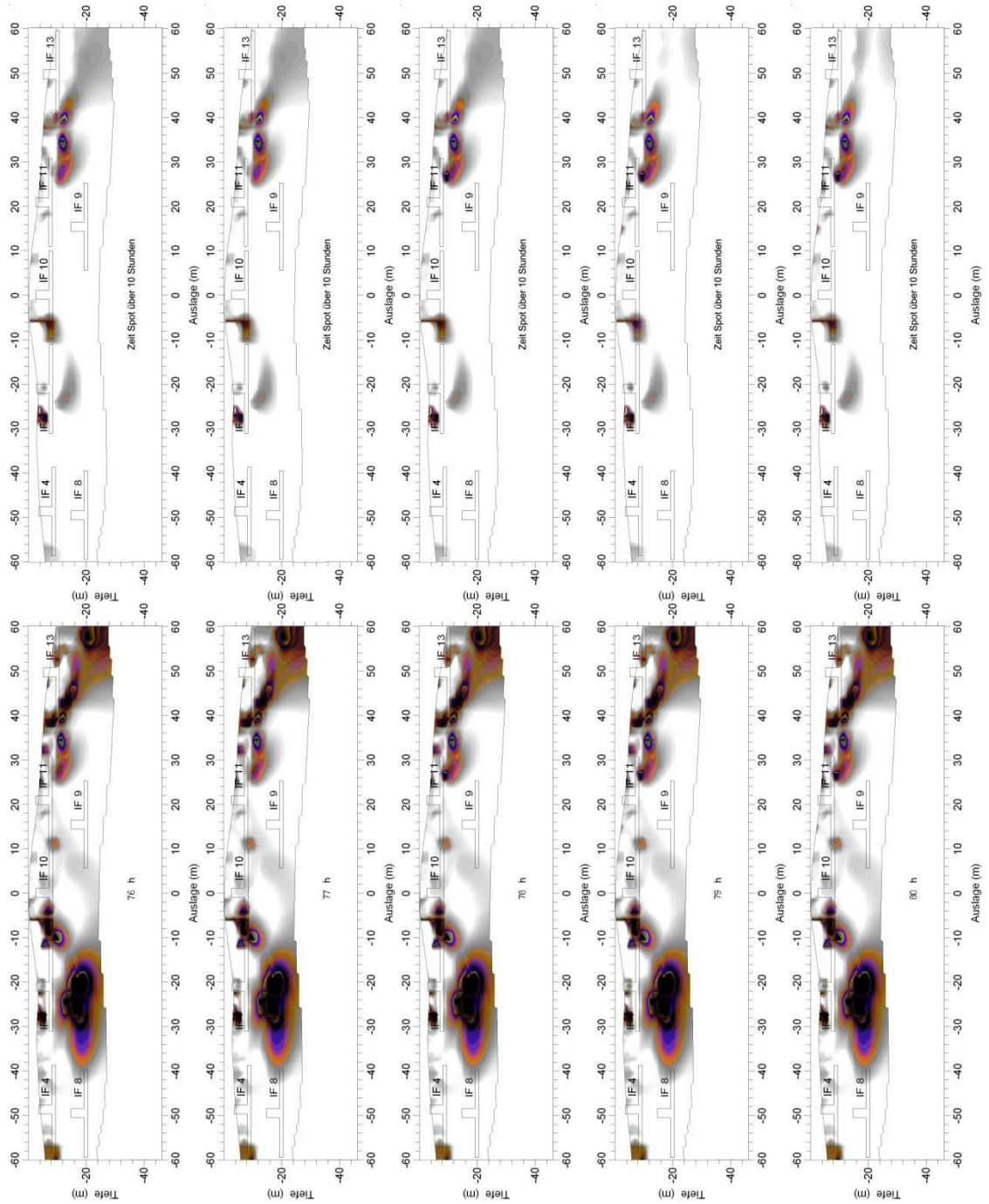


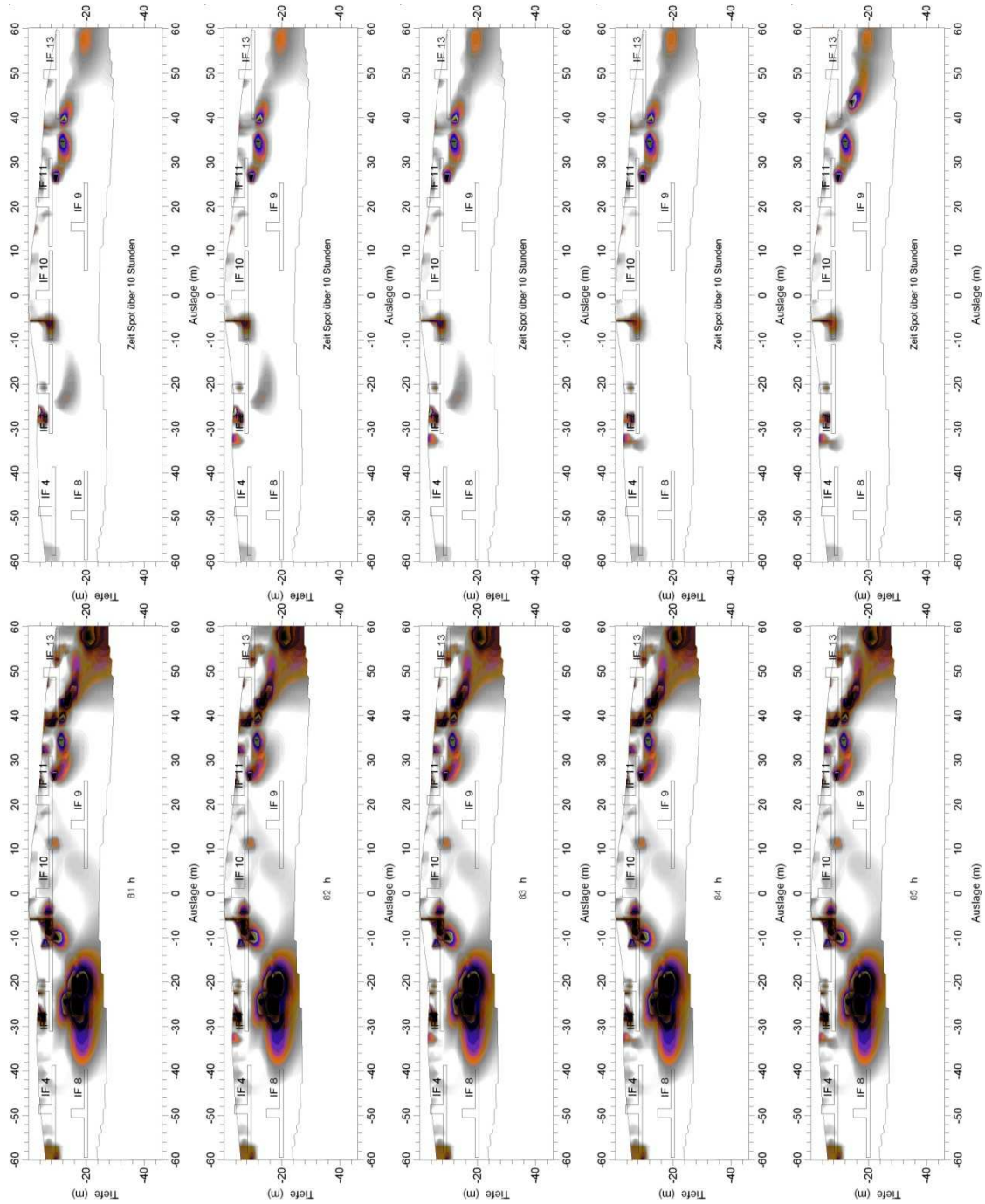


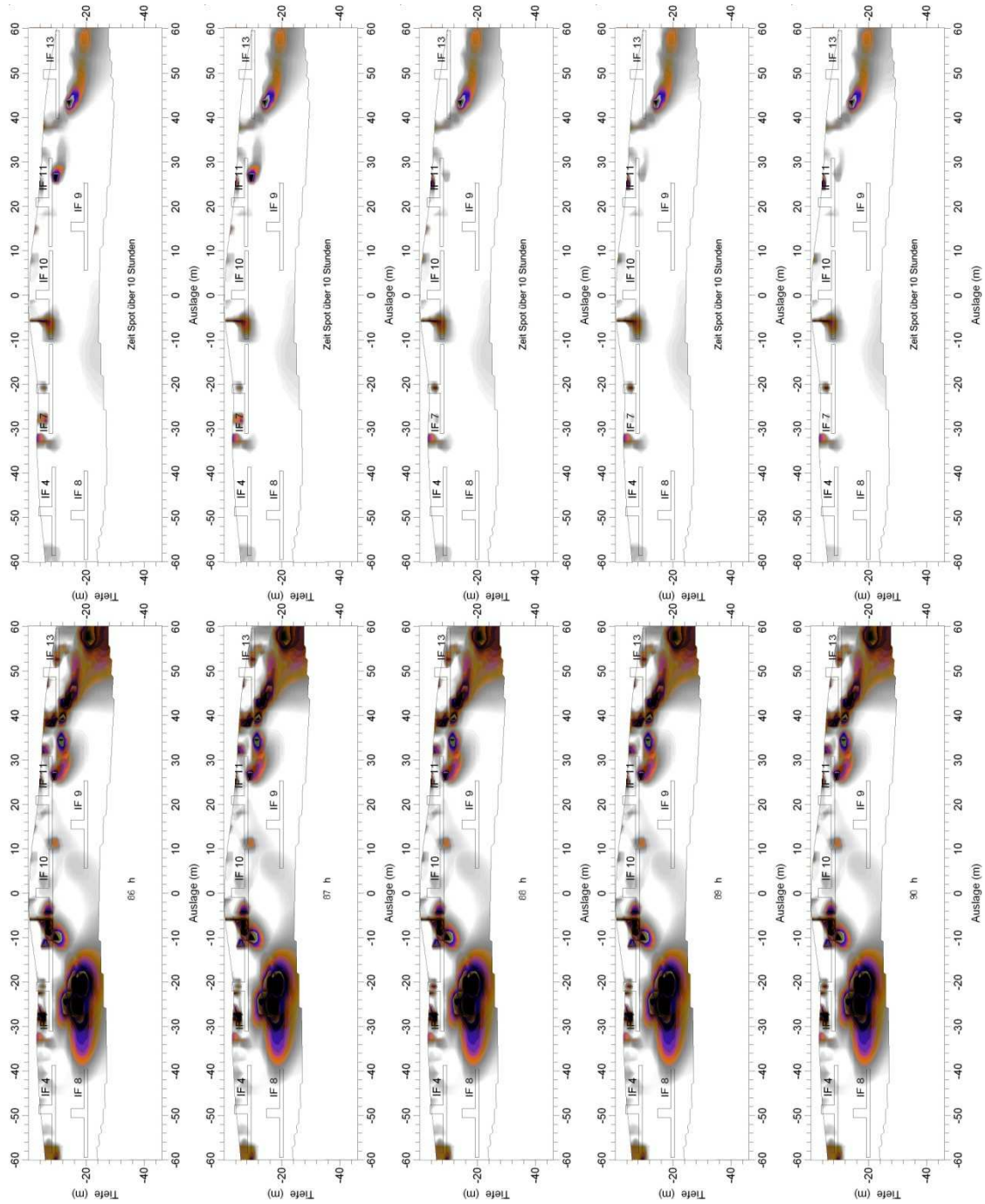


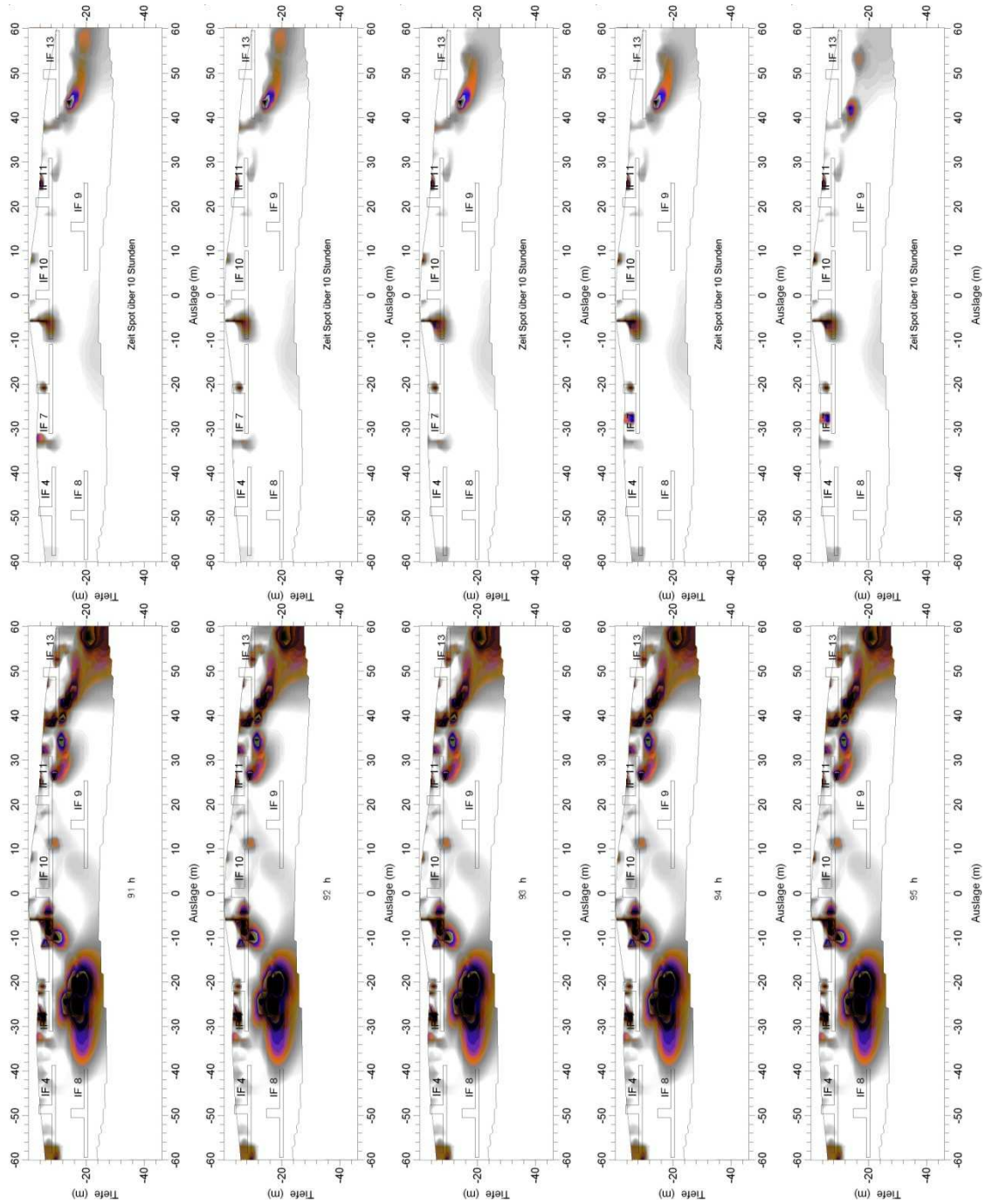


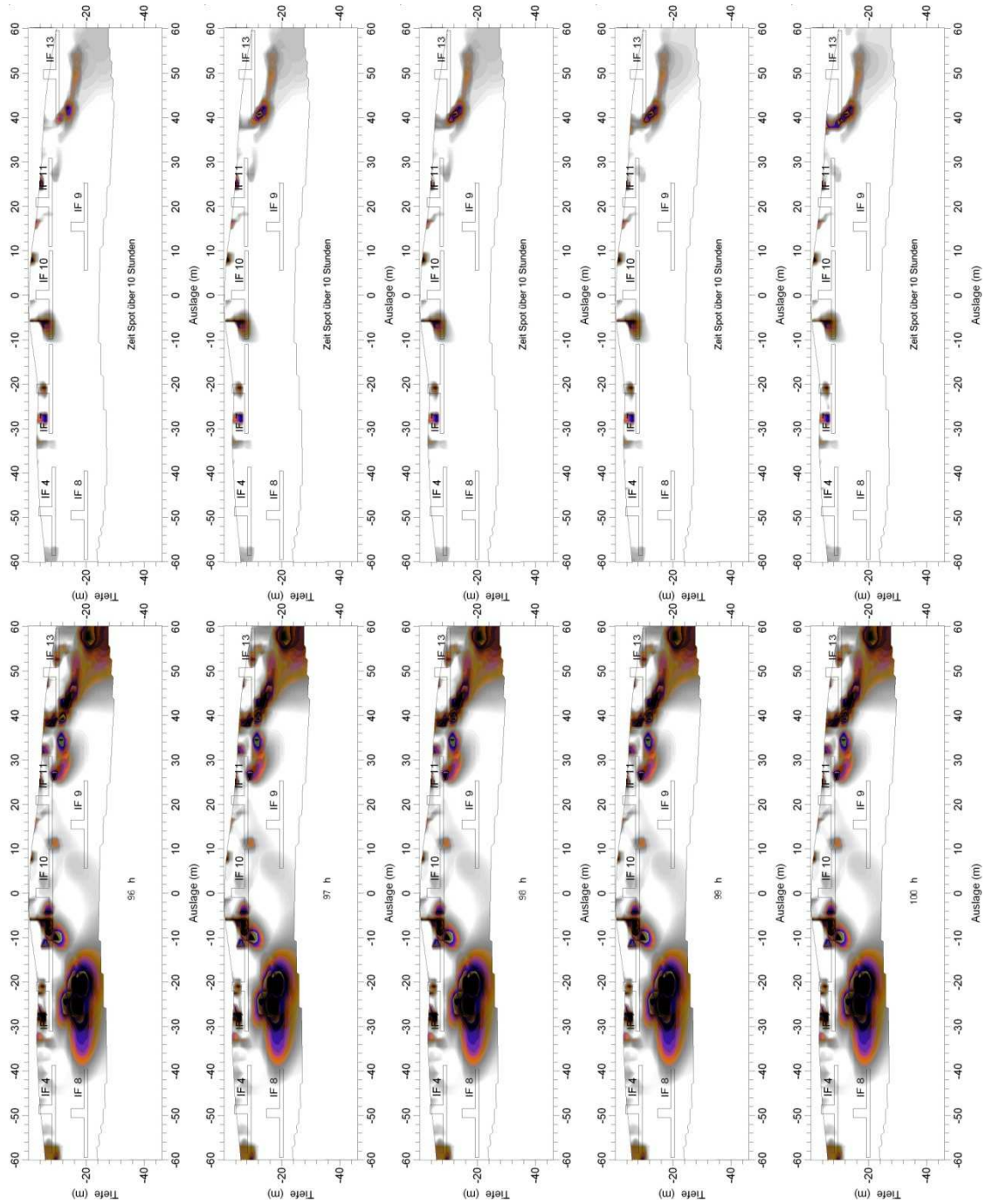


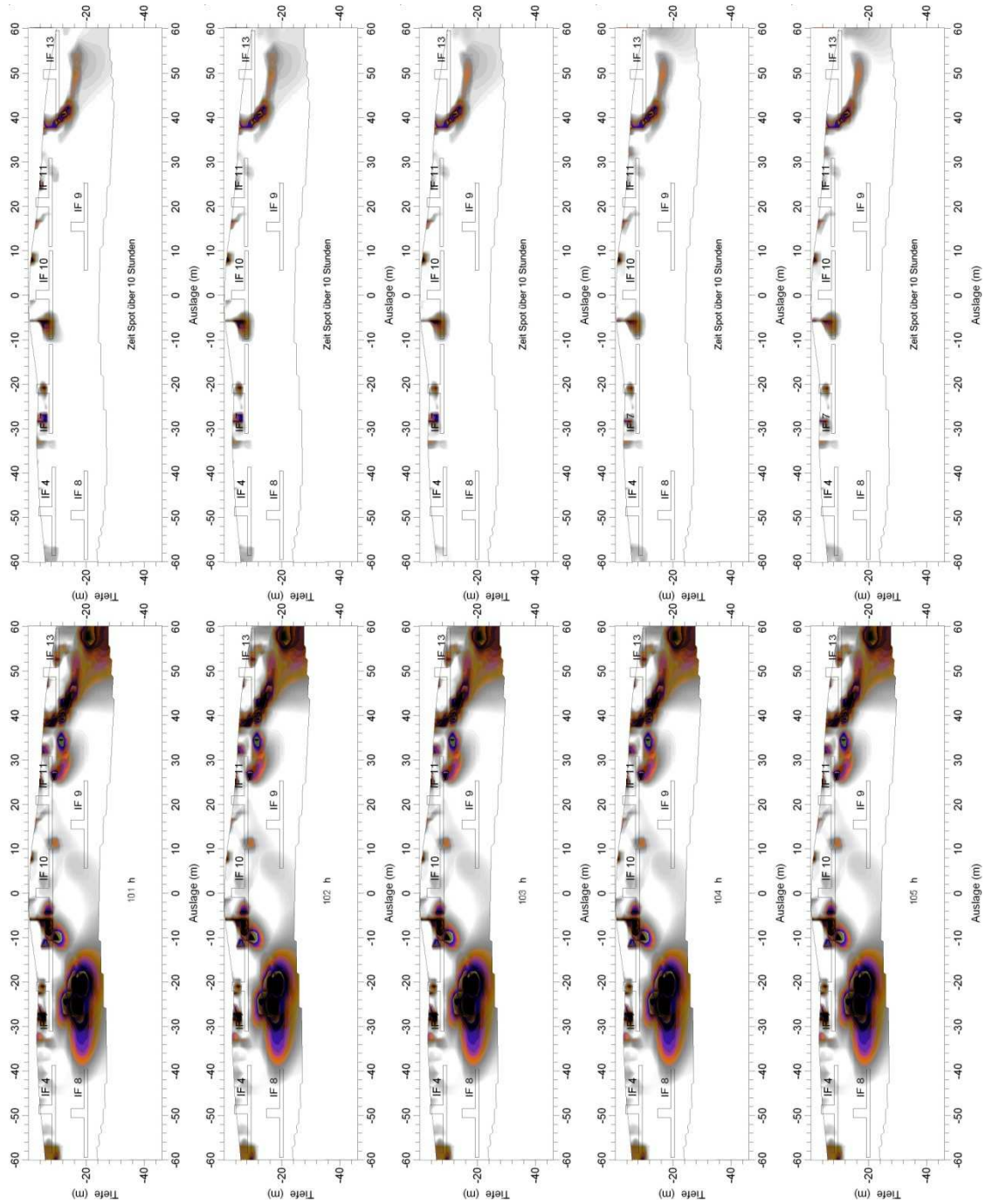


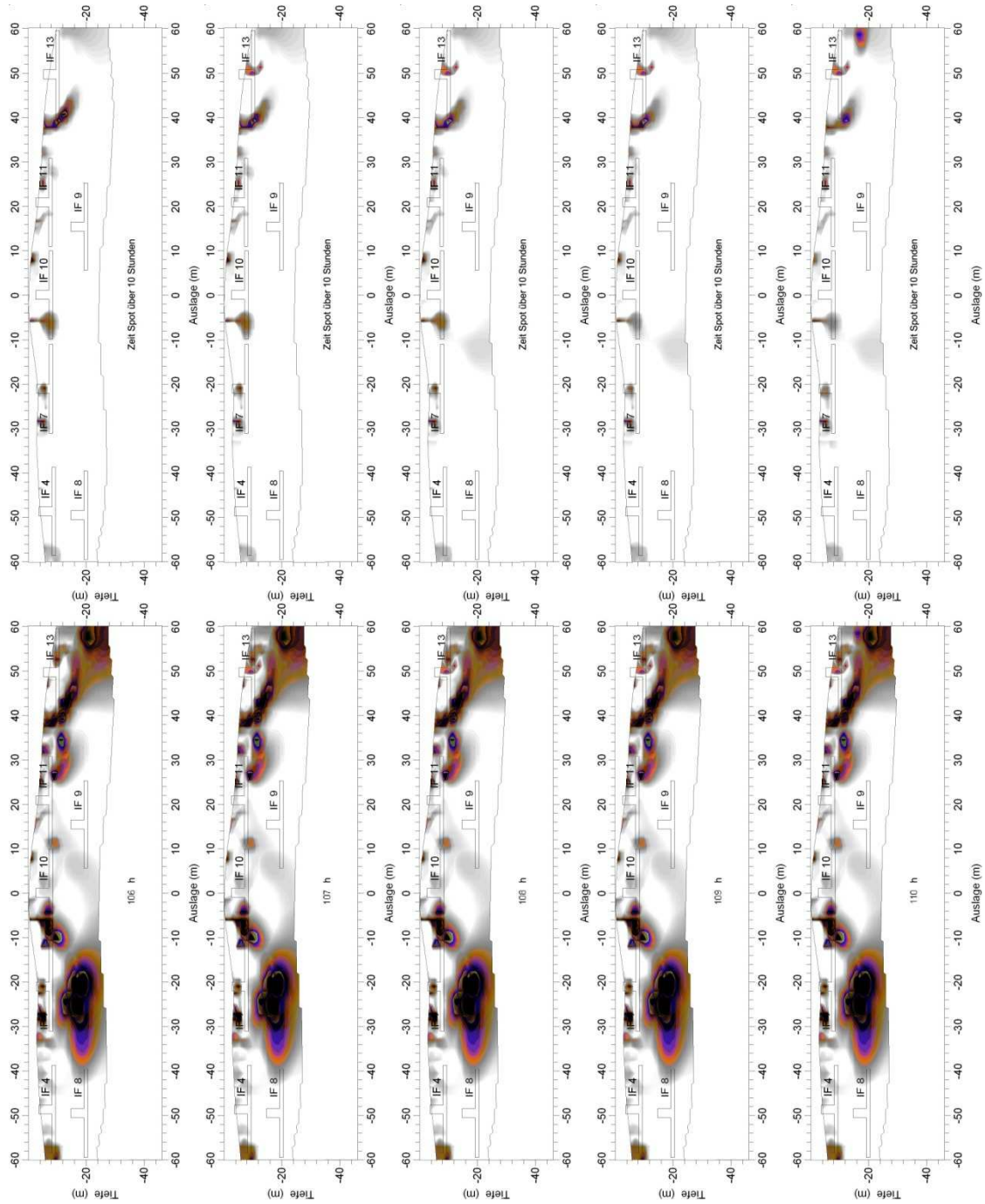


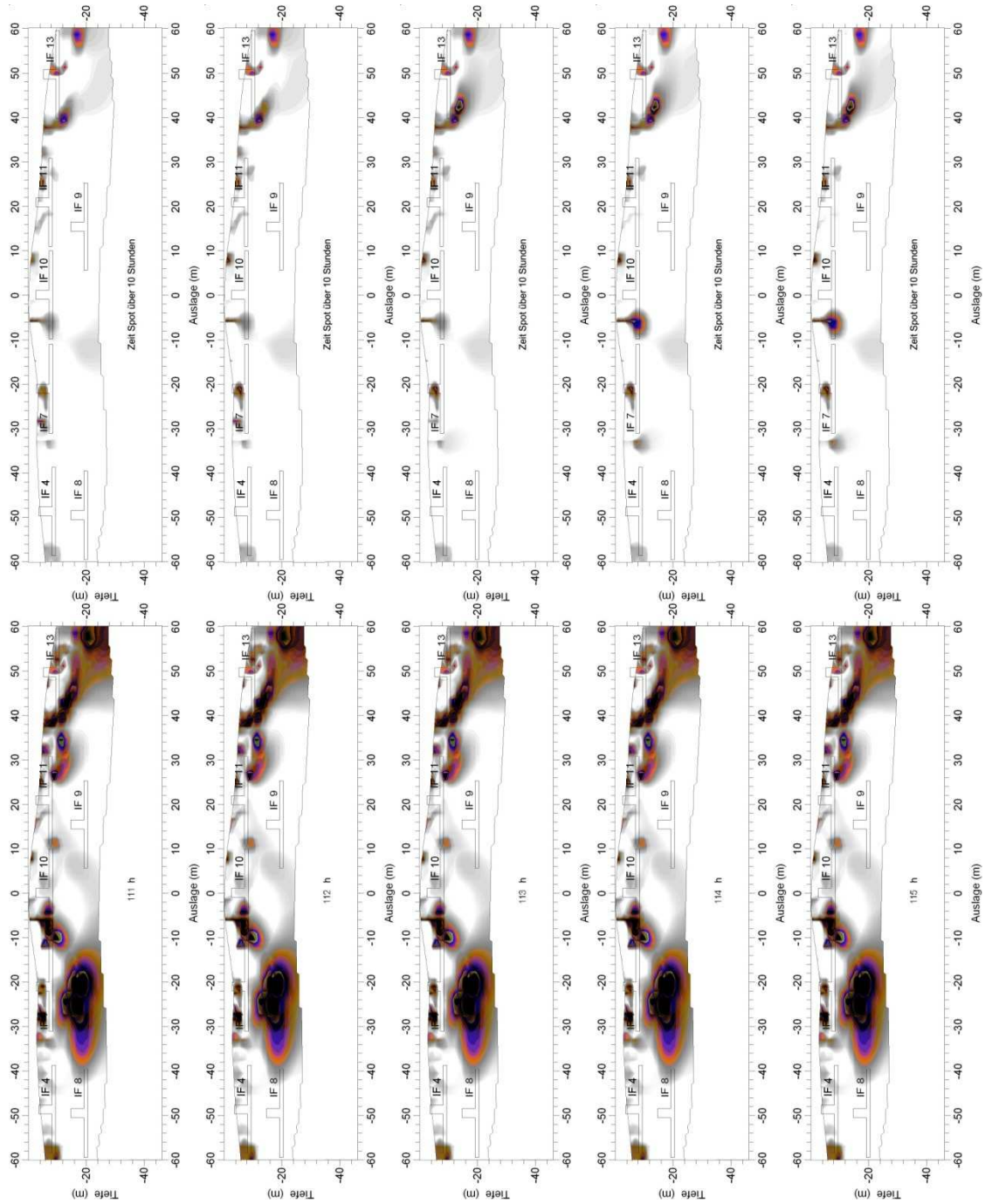


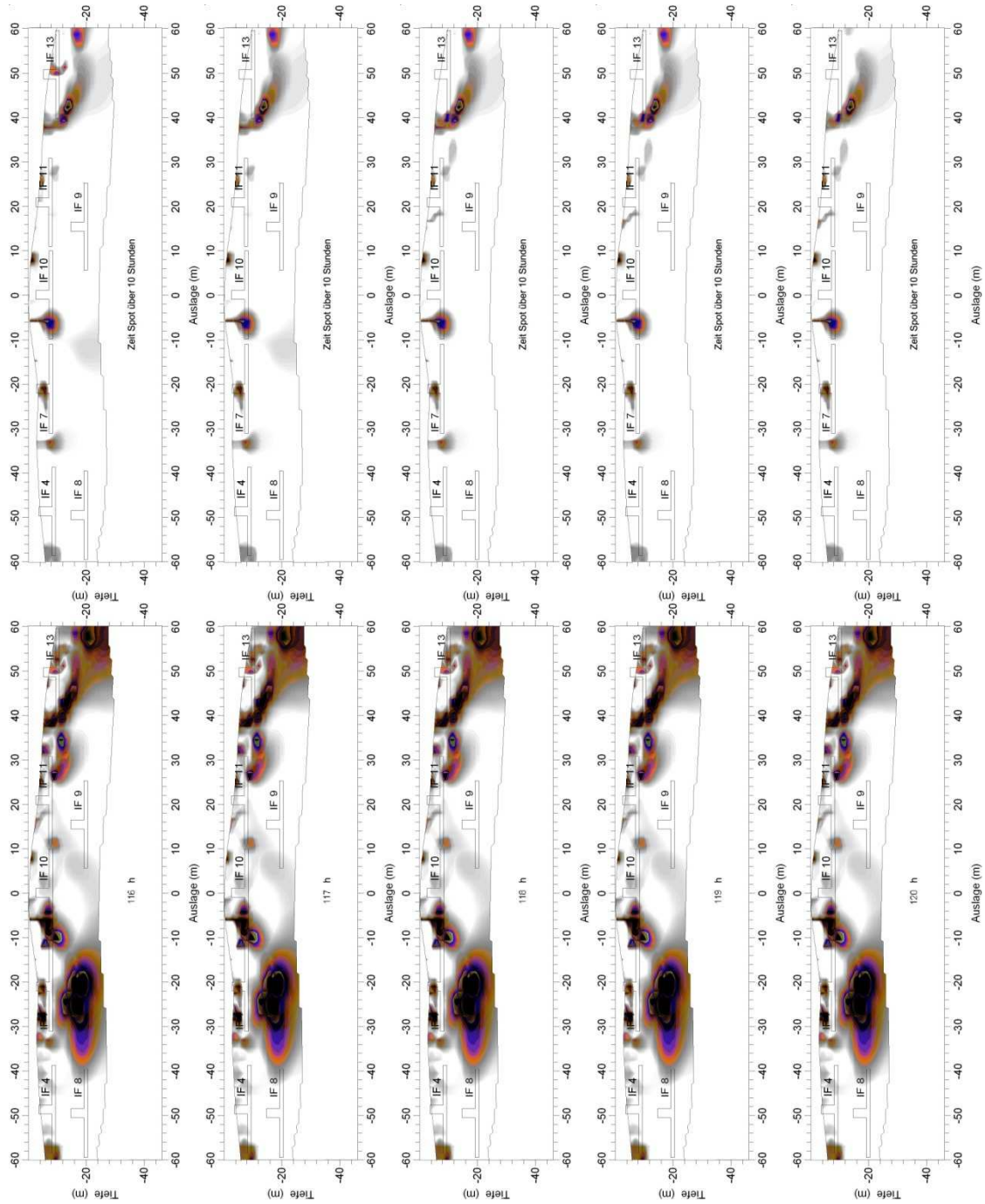


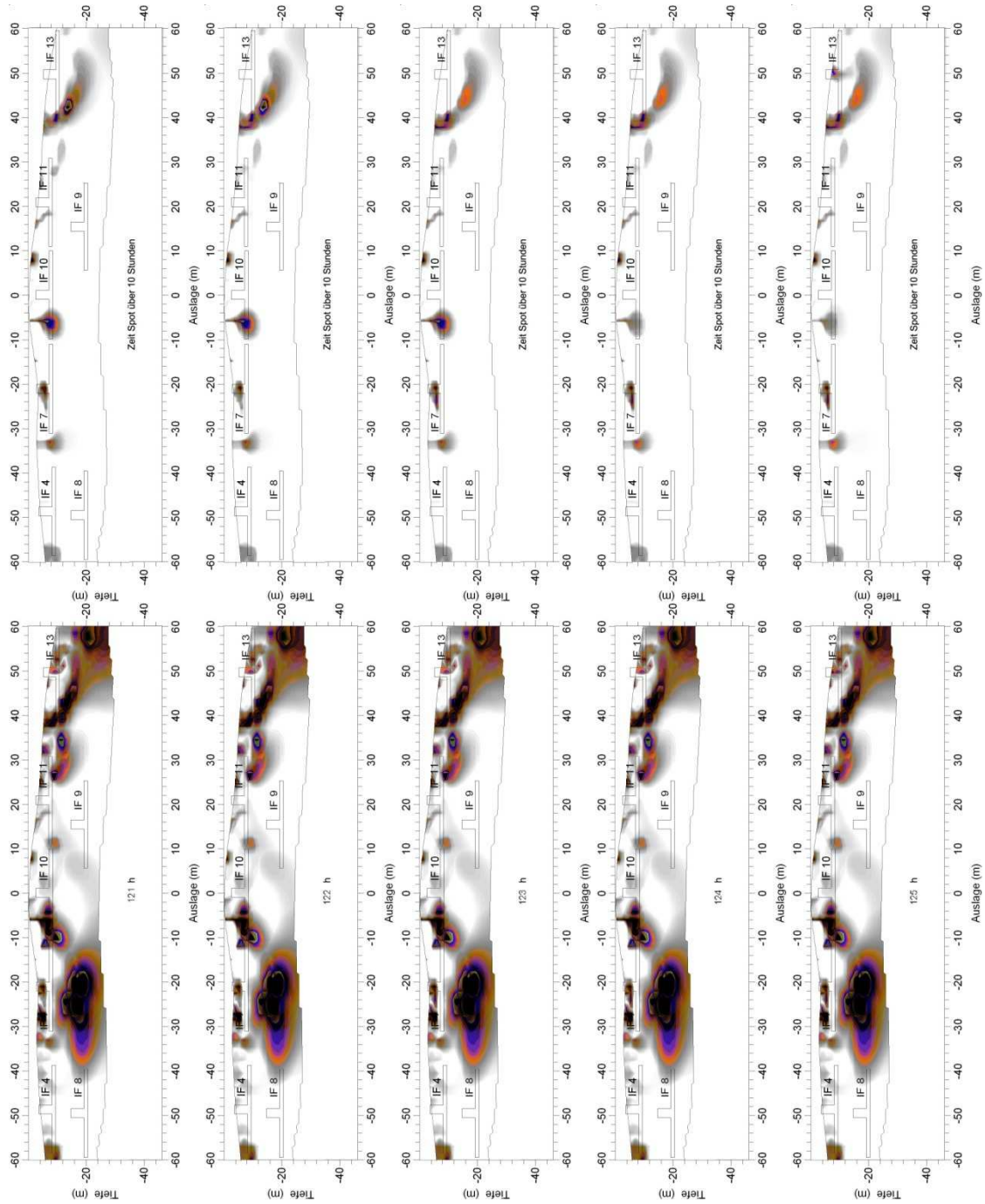


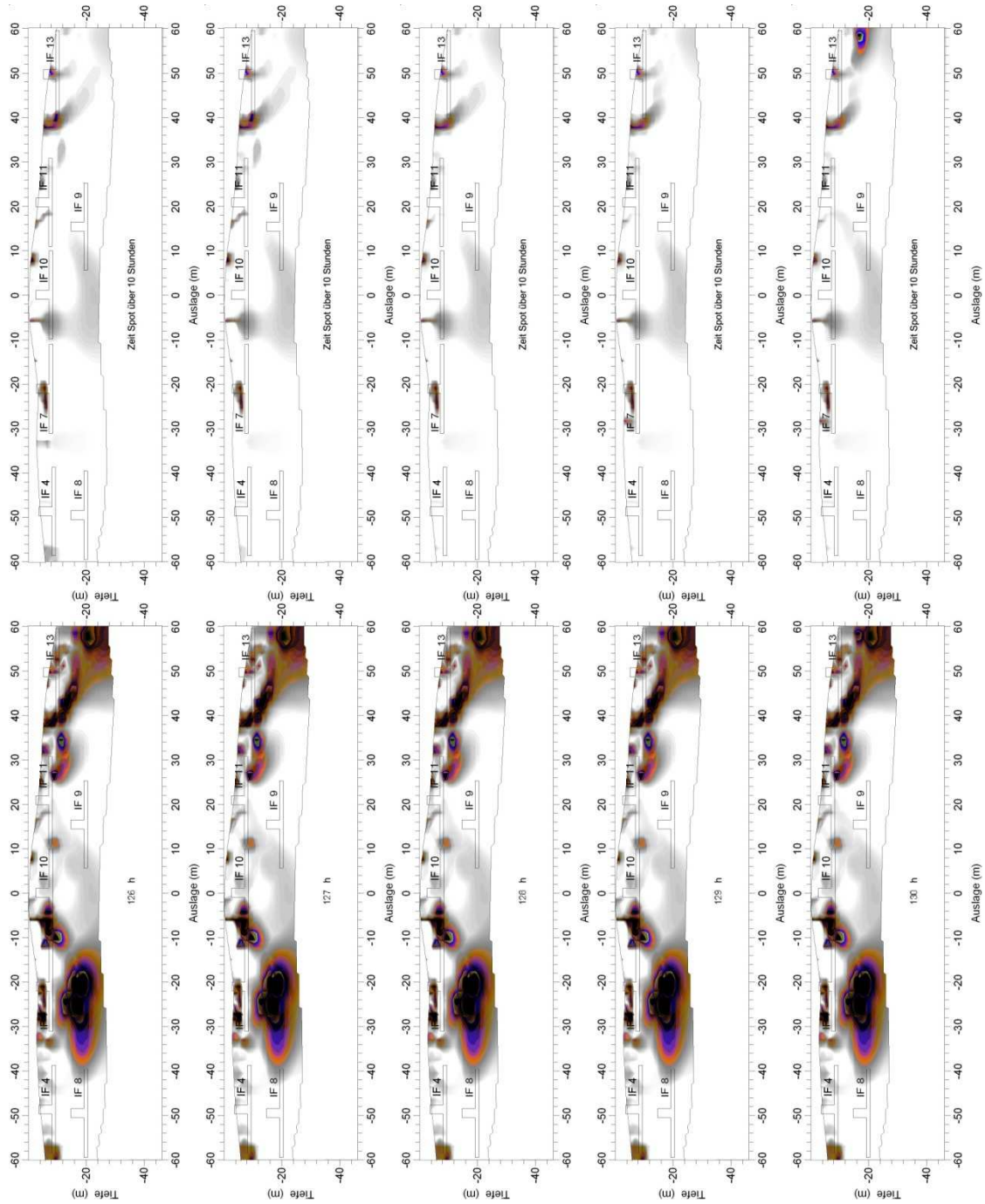


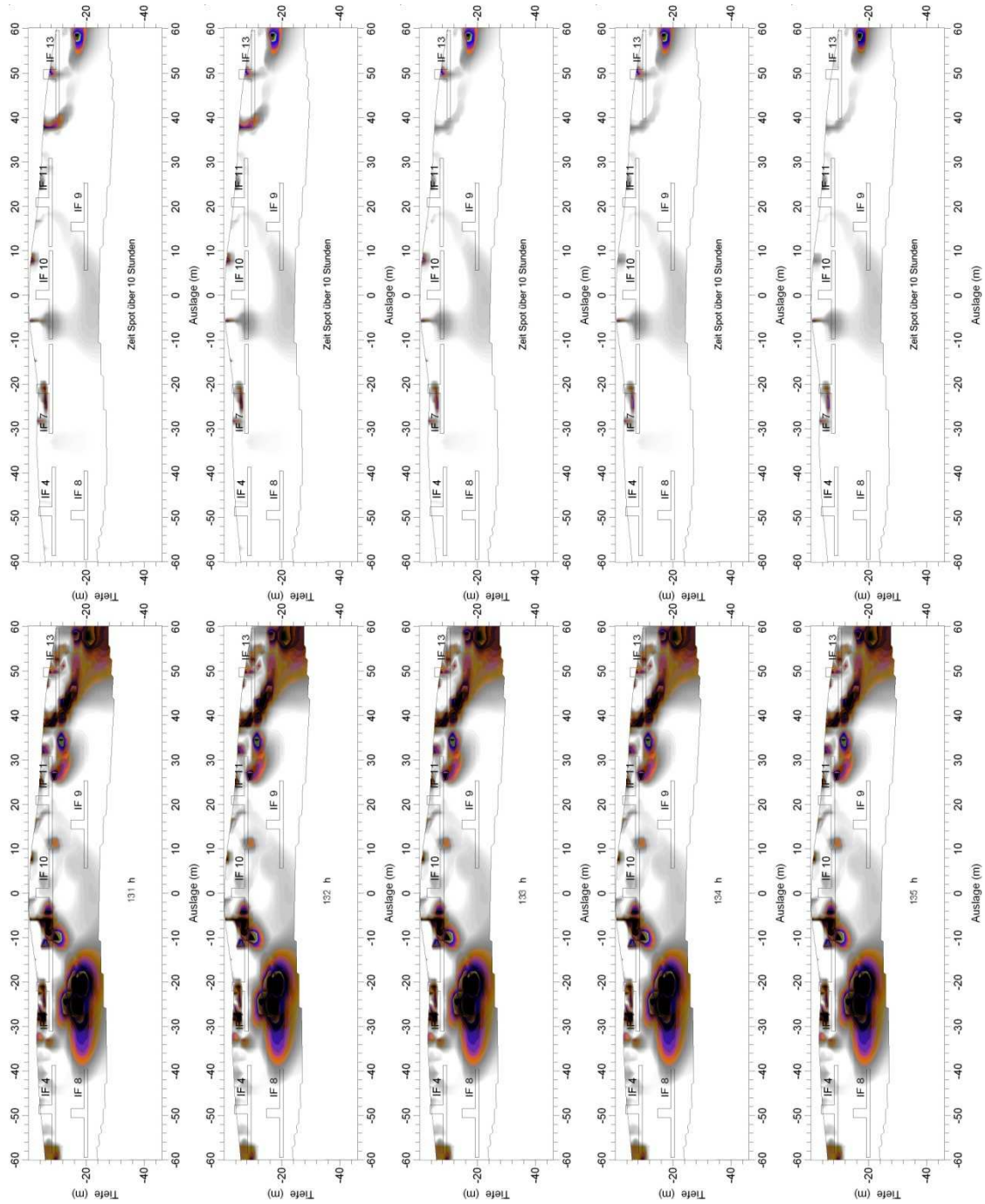


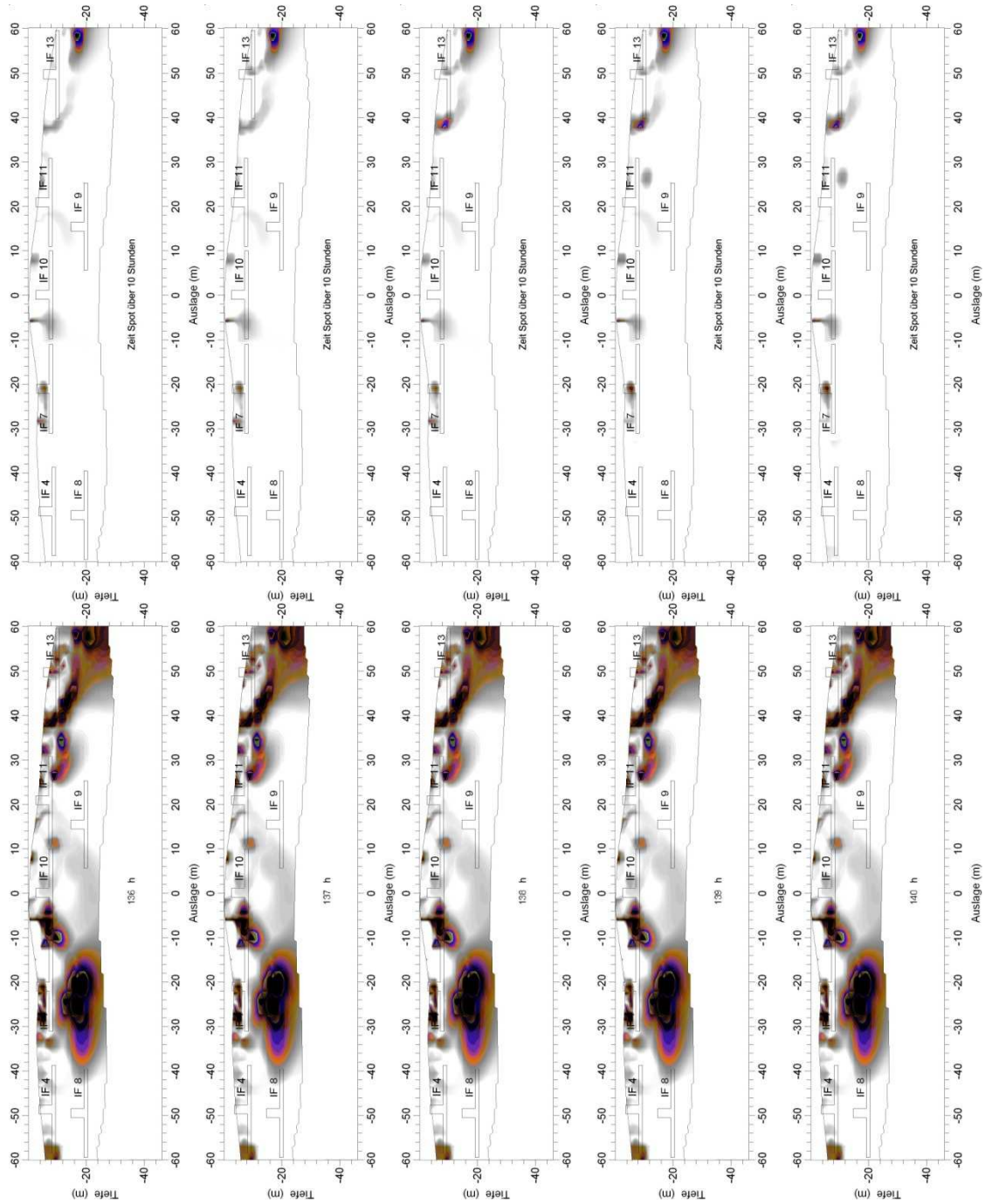


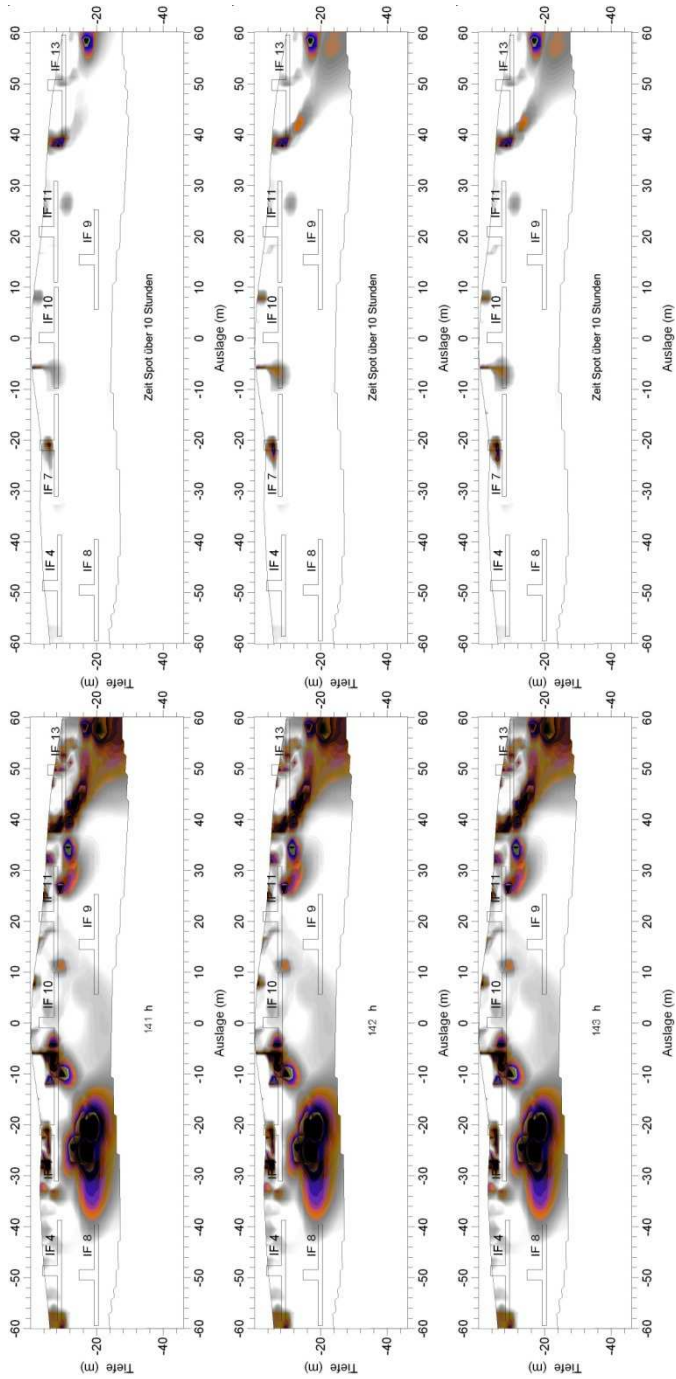




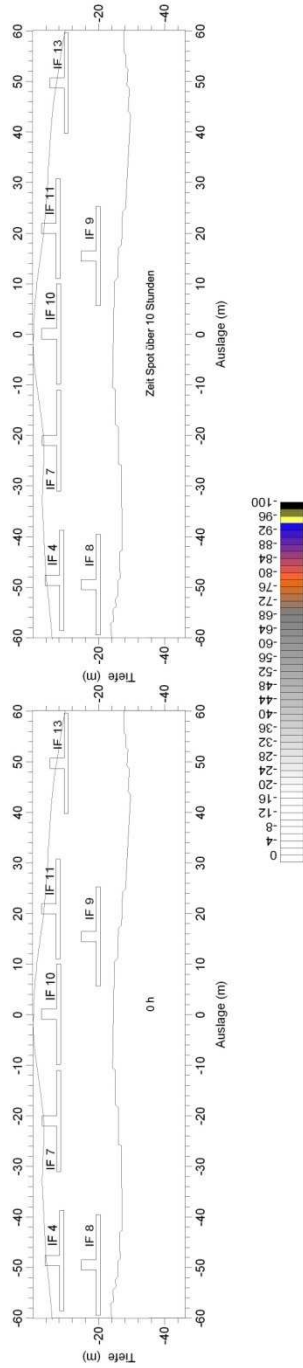


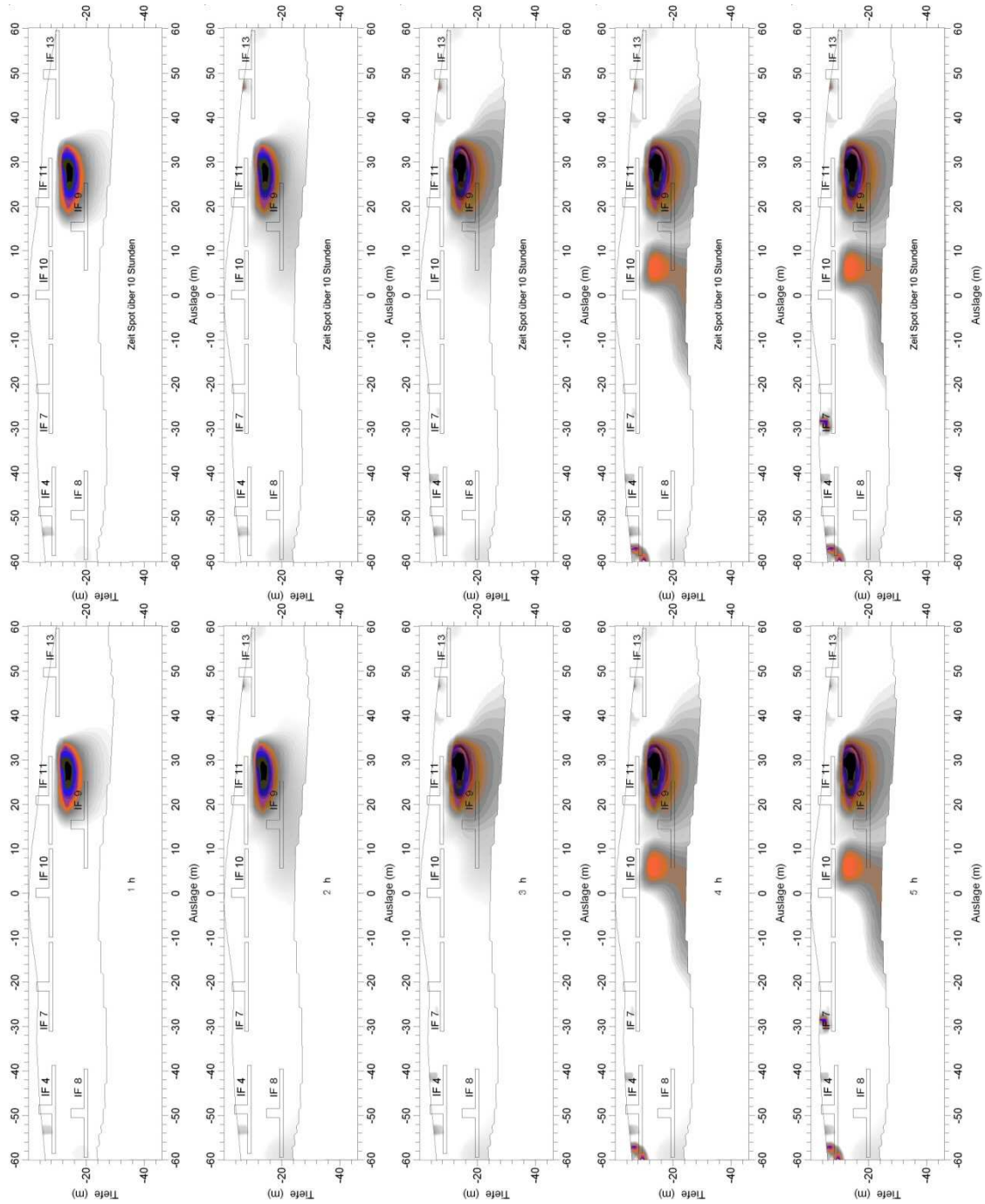


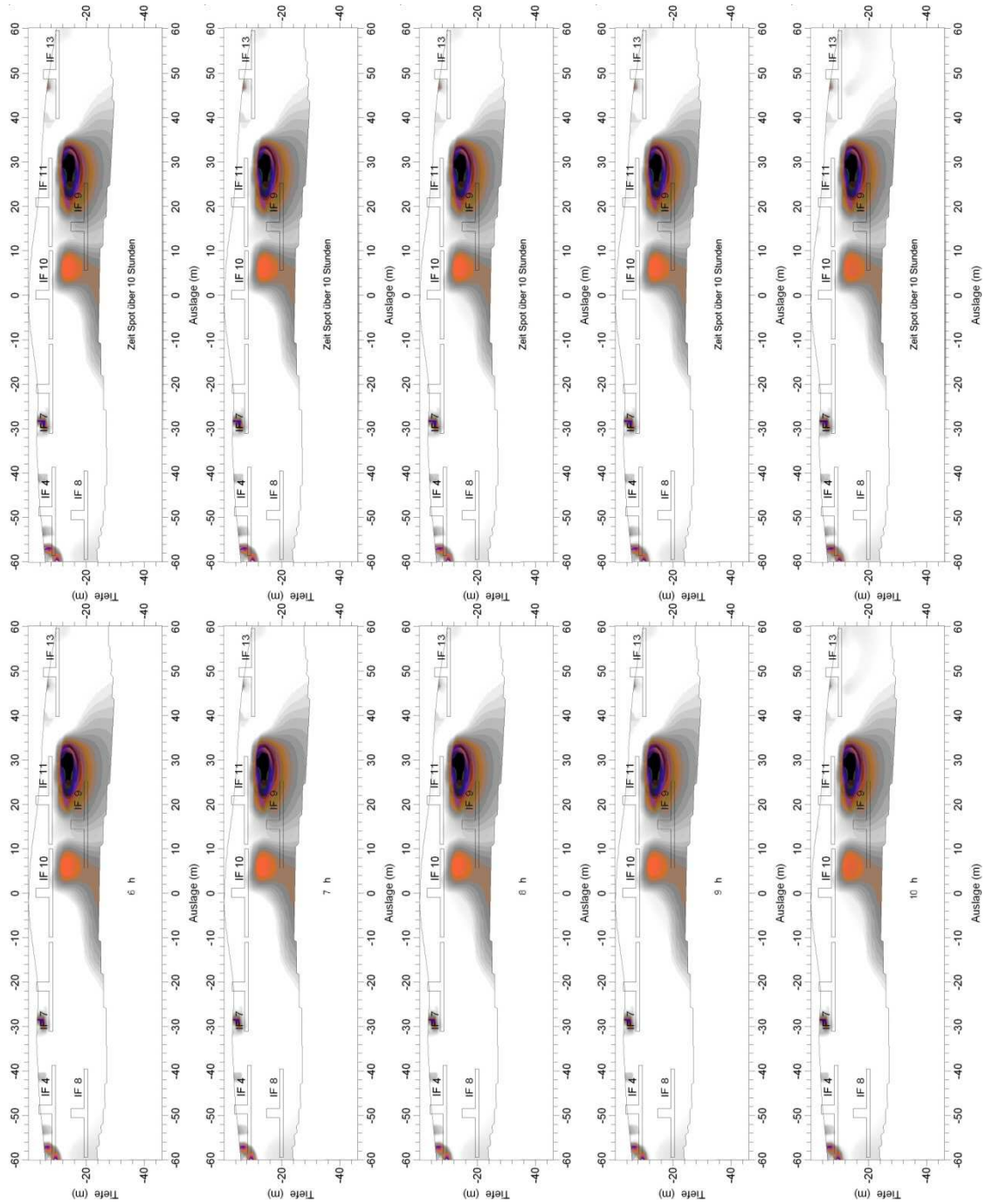


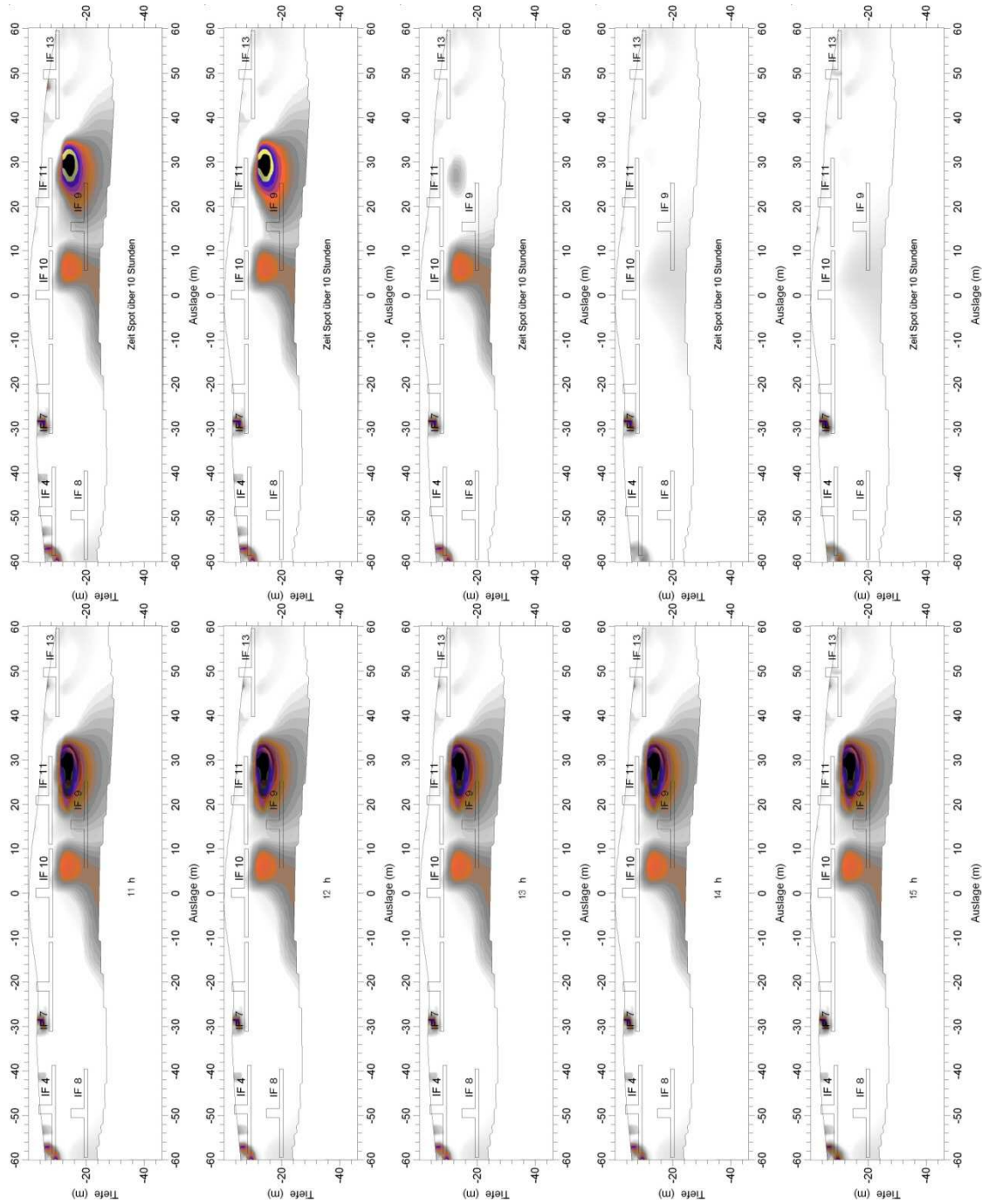


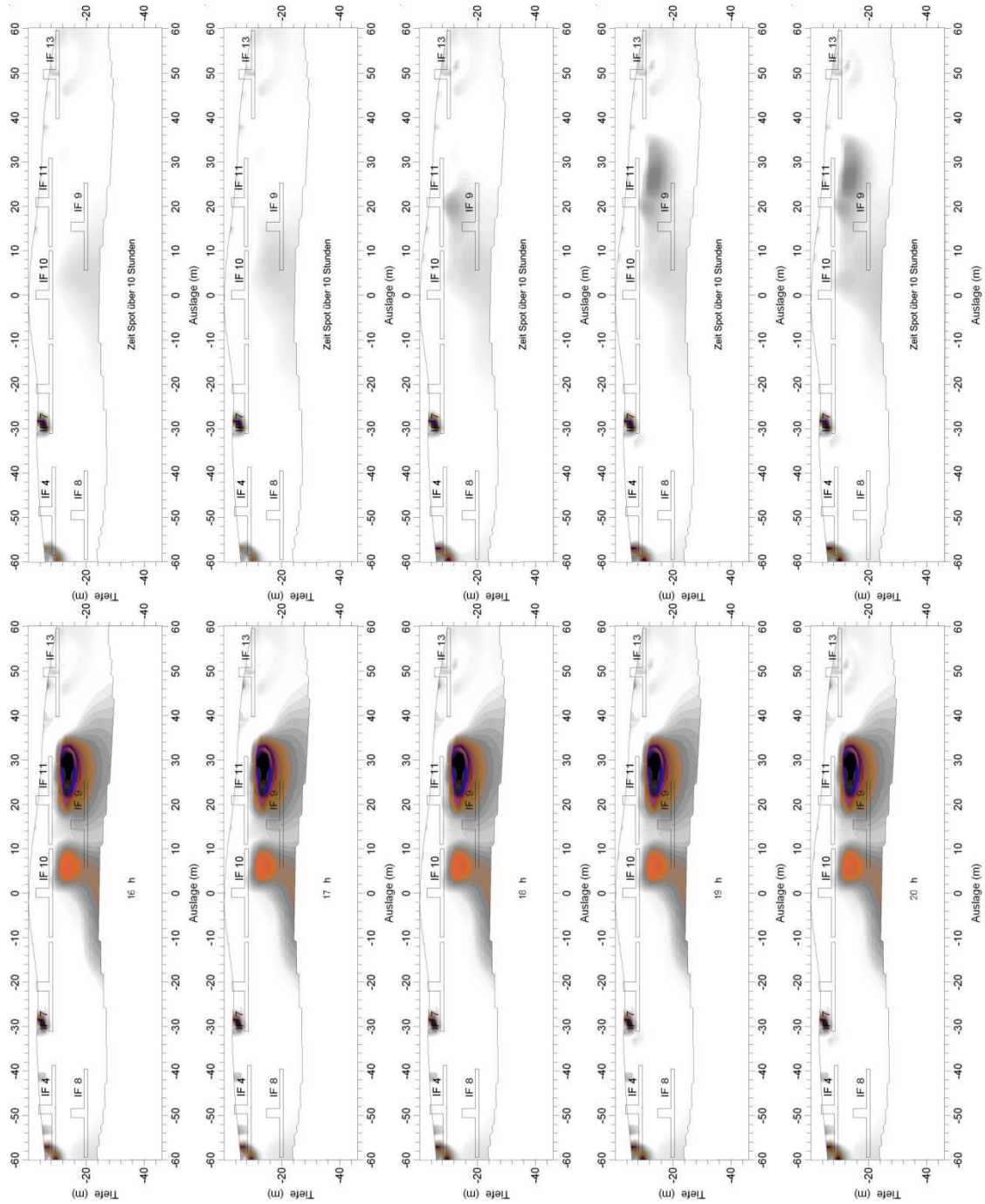
Messung 18

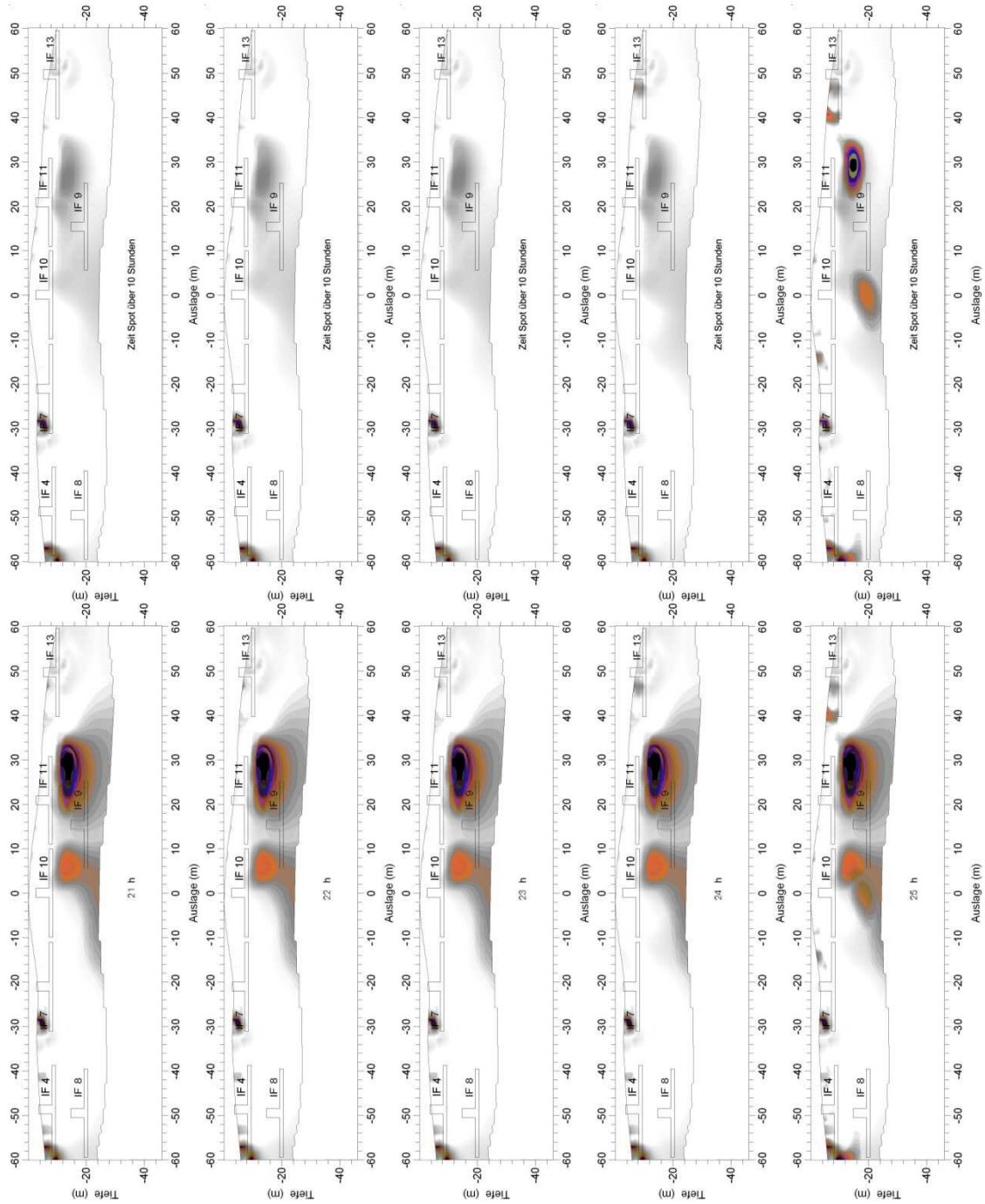


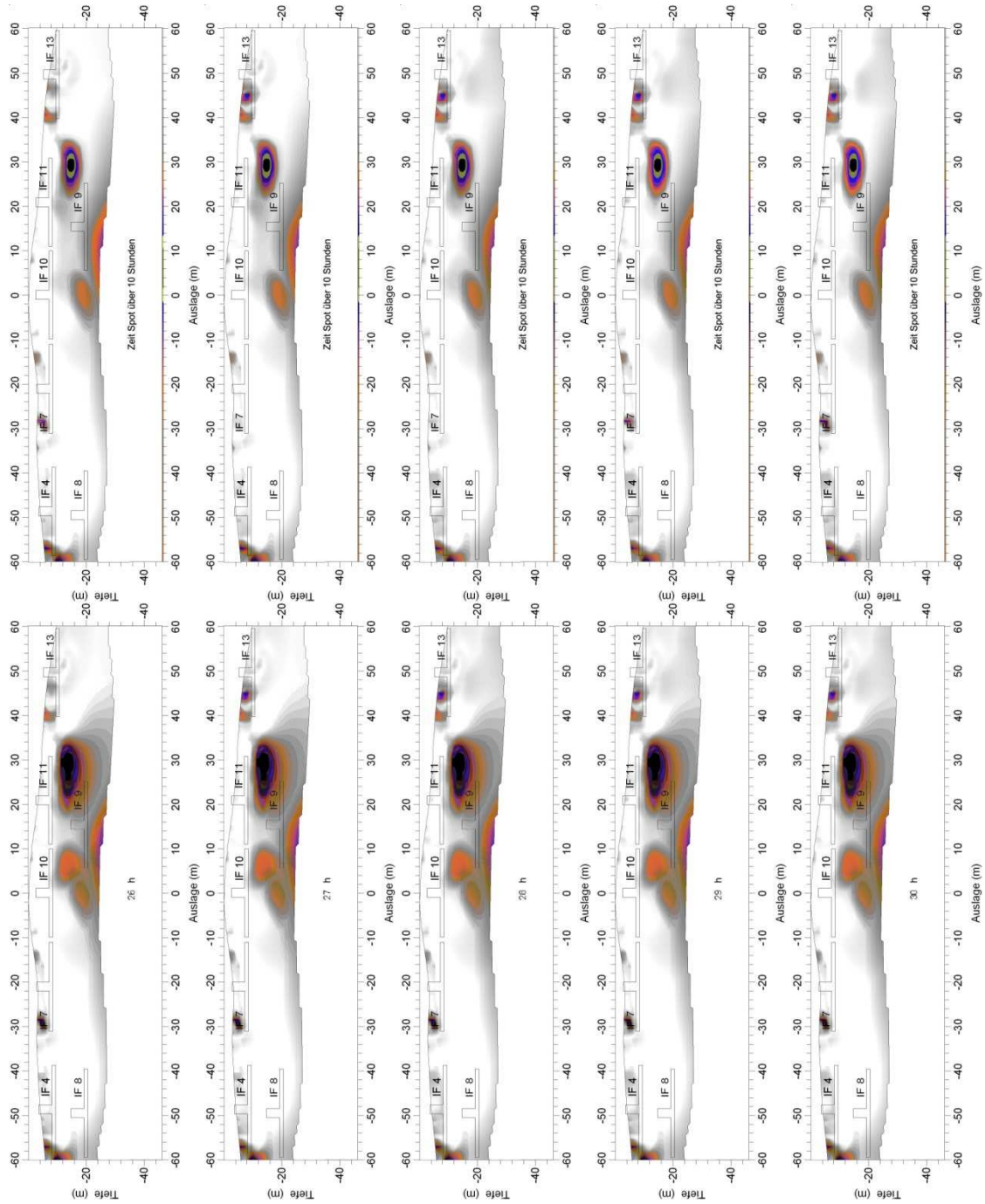


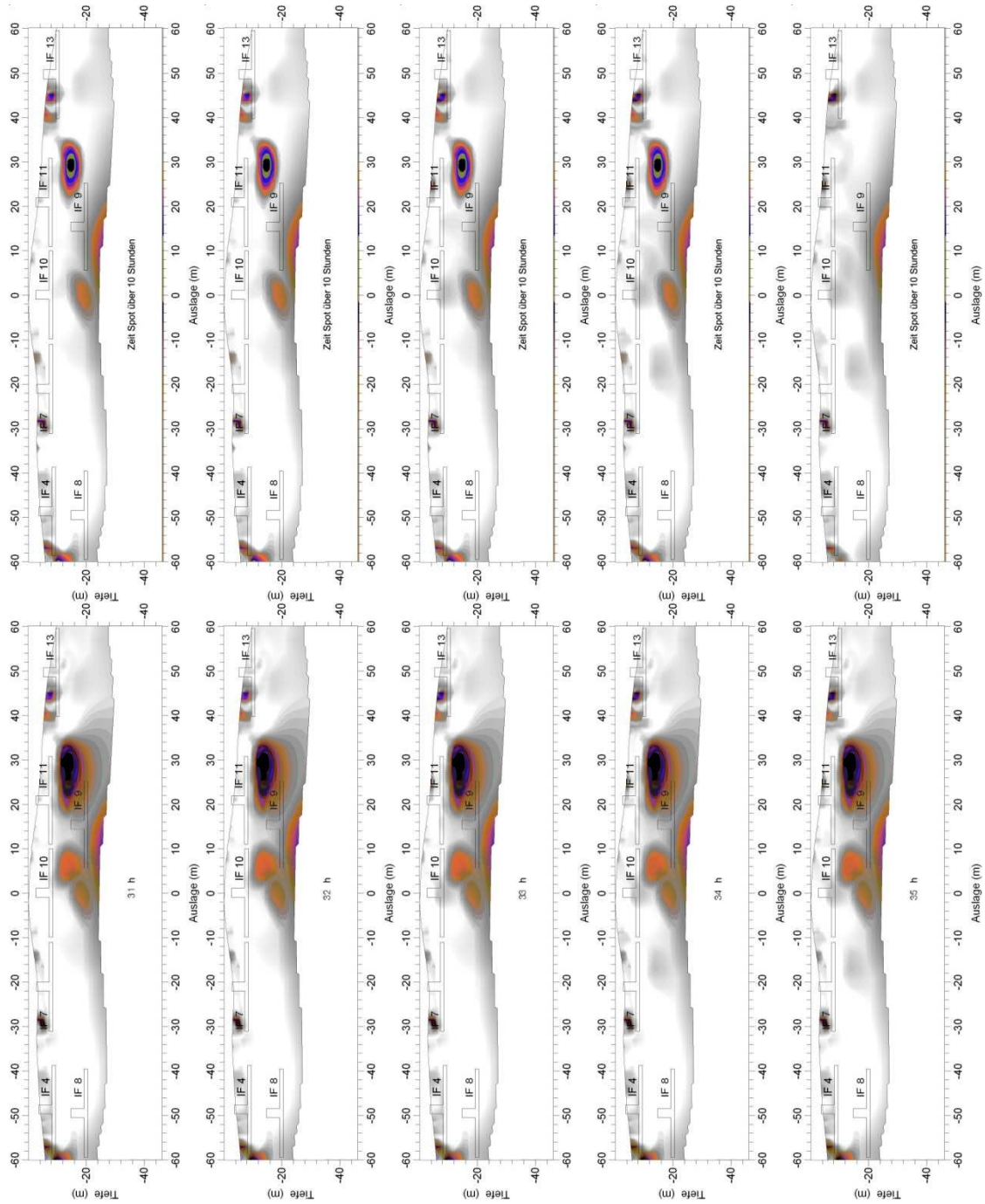


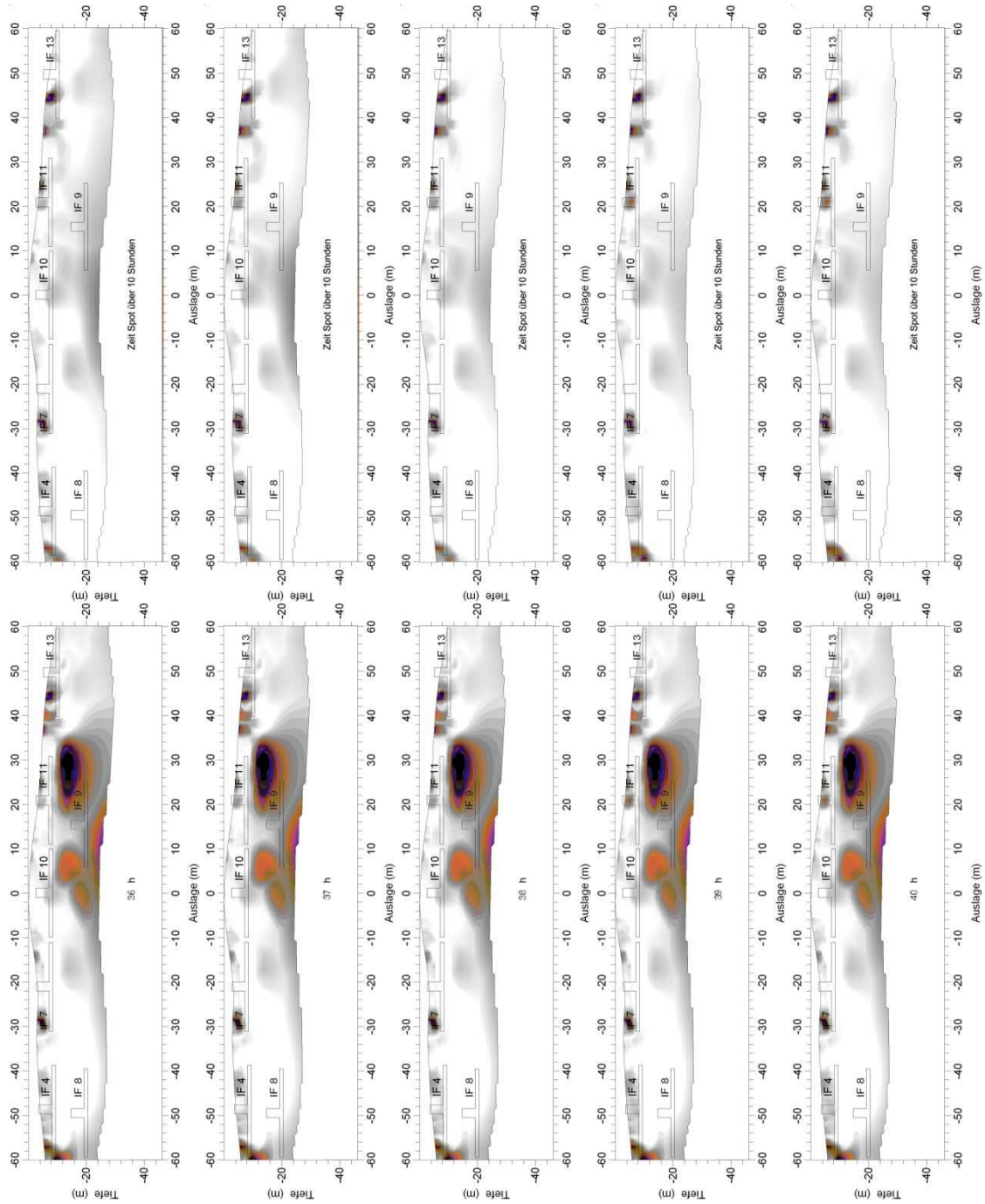


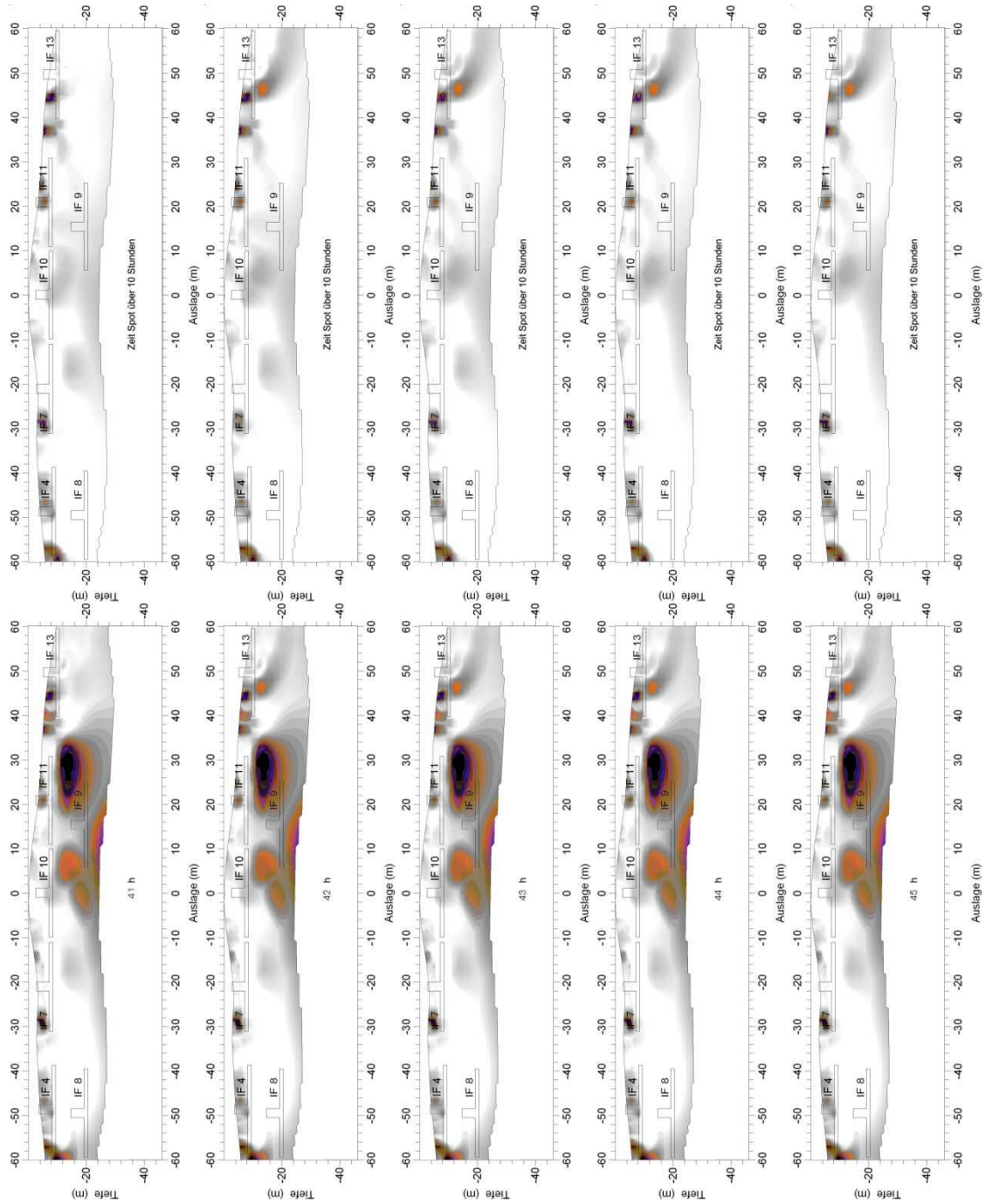


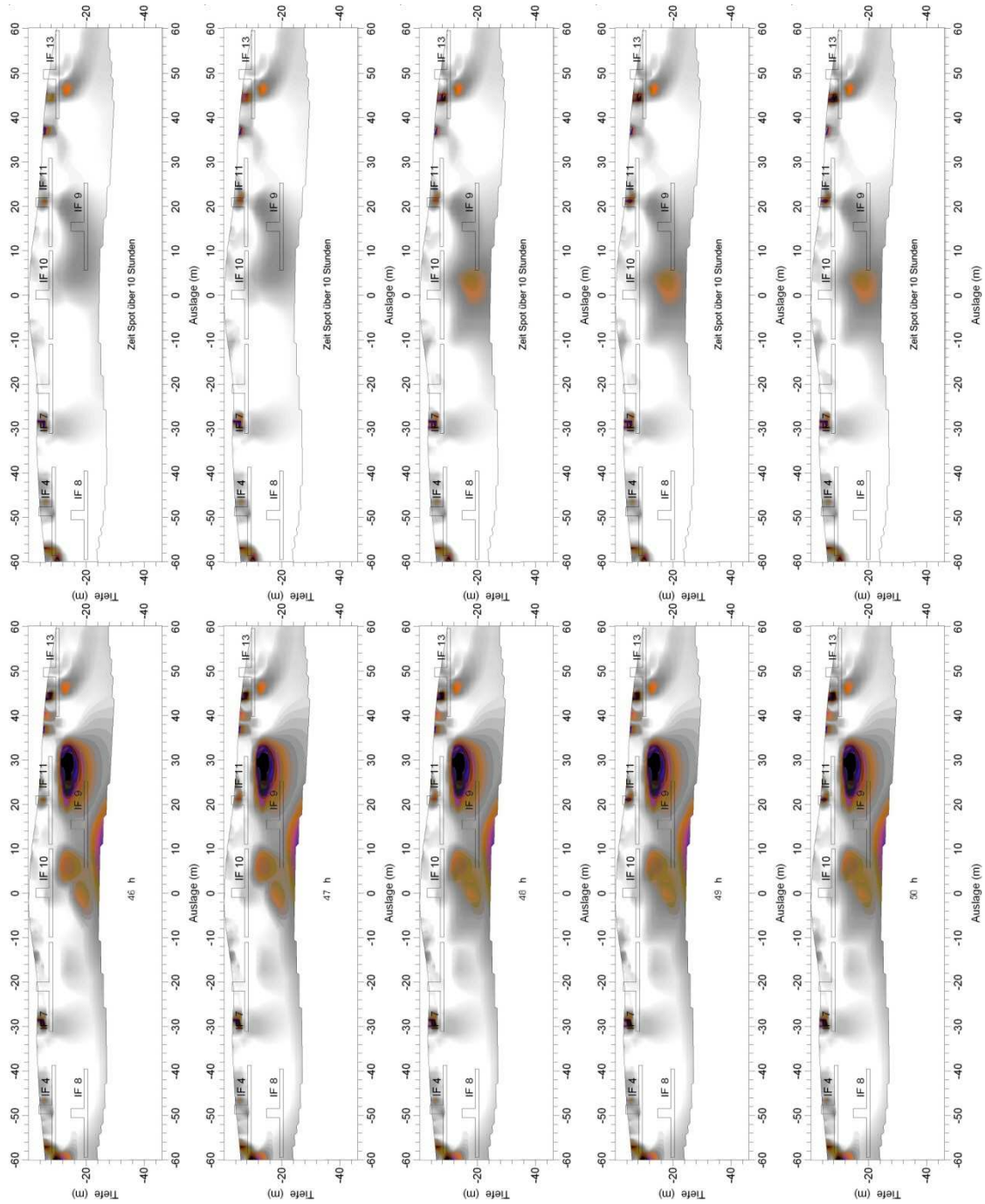


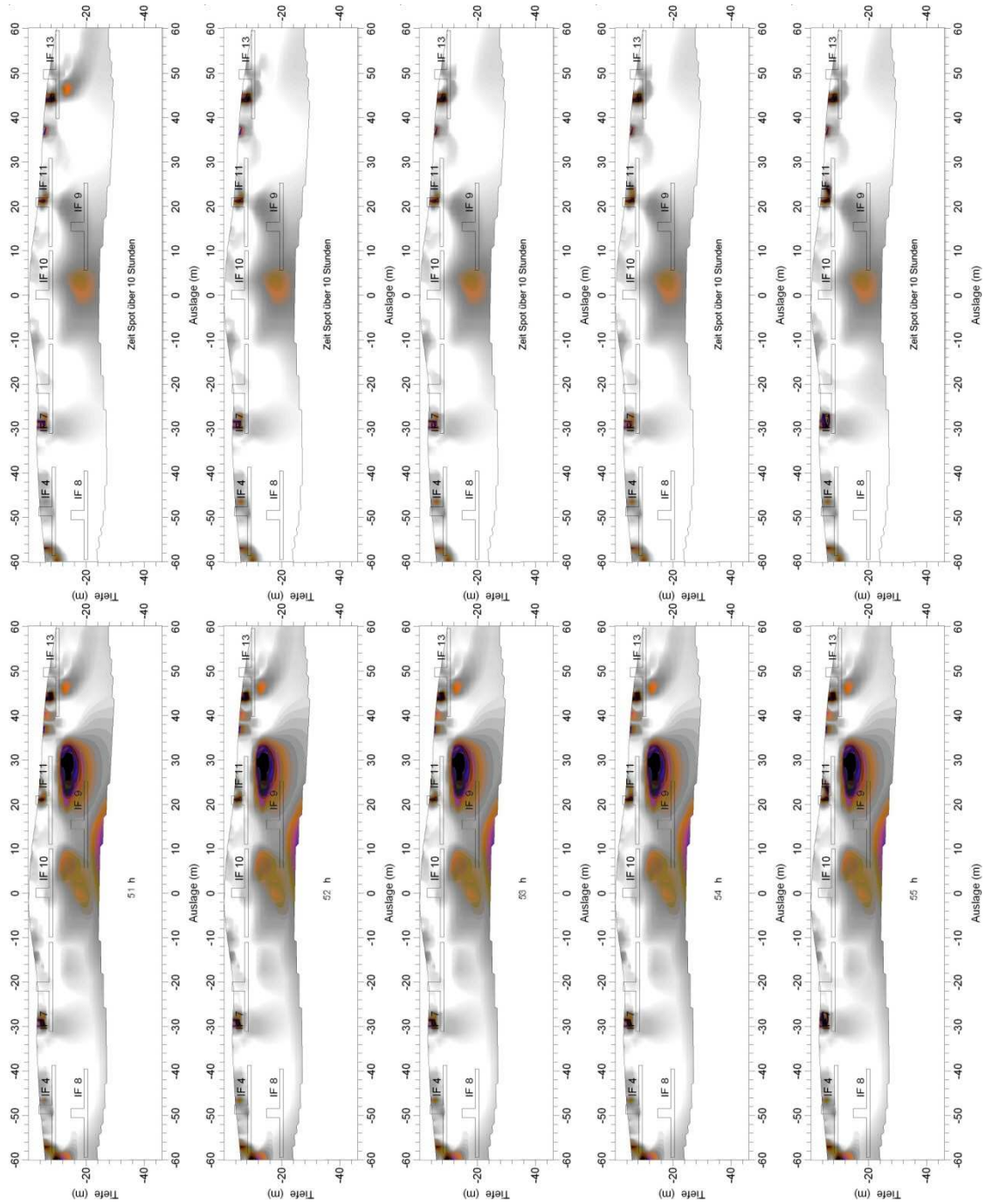


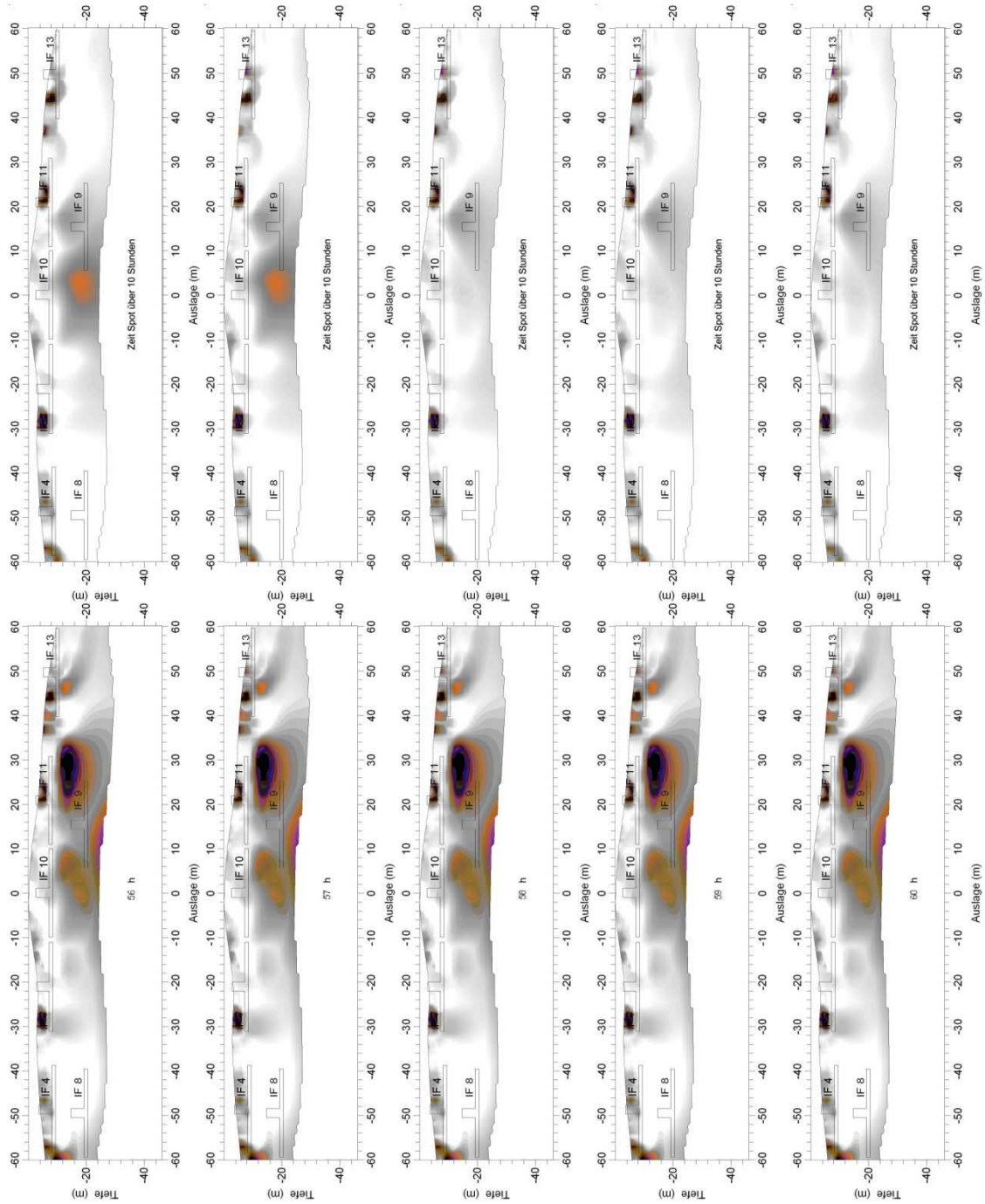


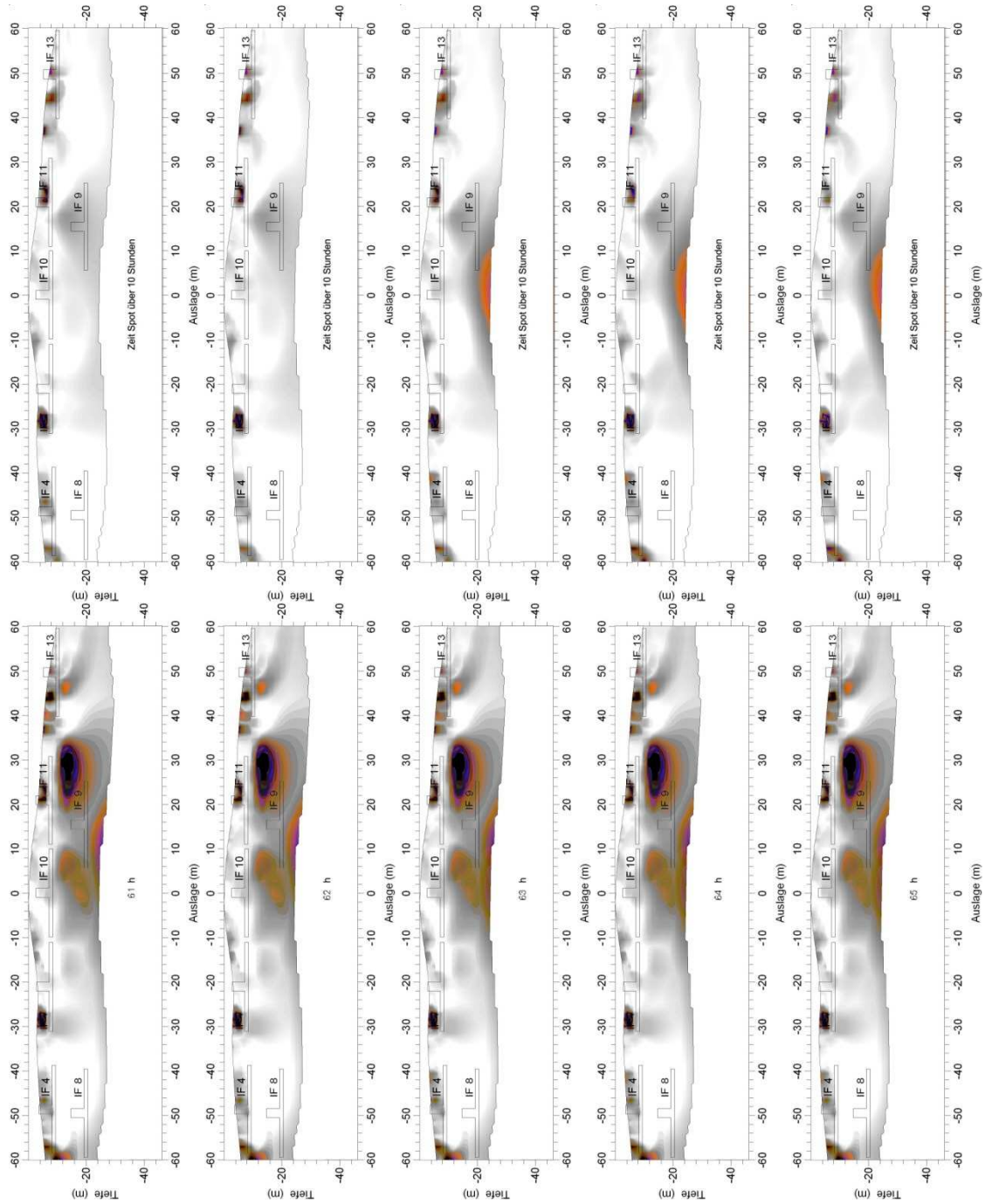


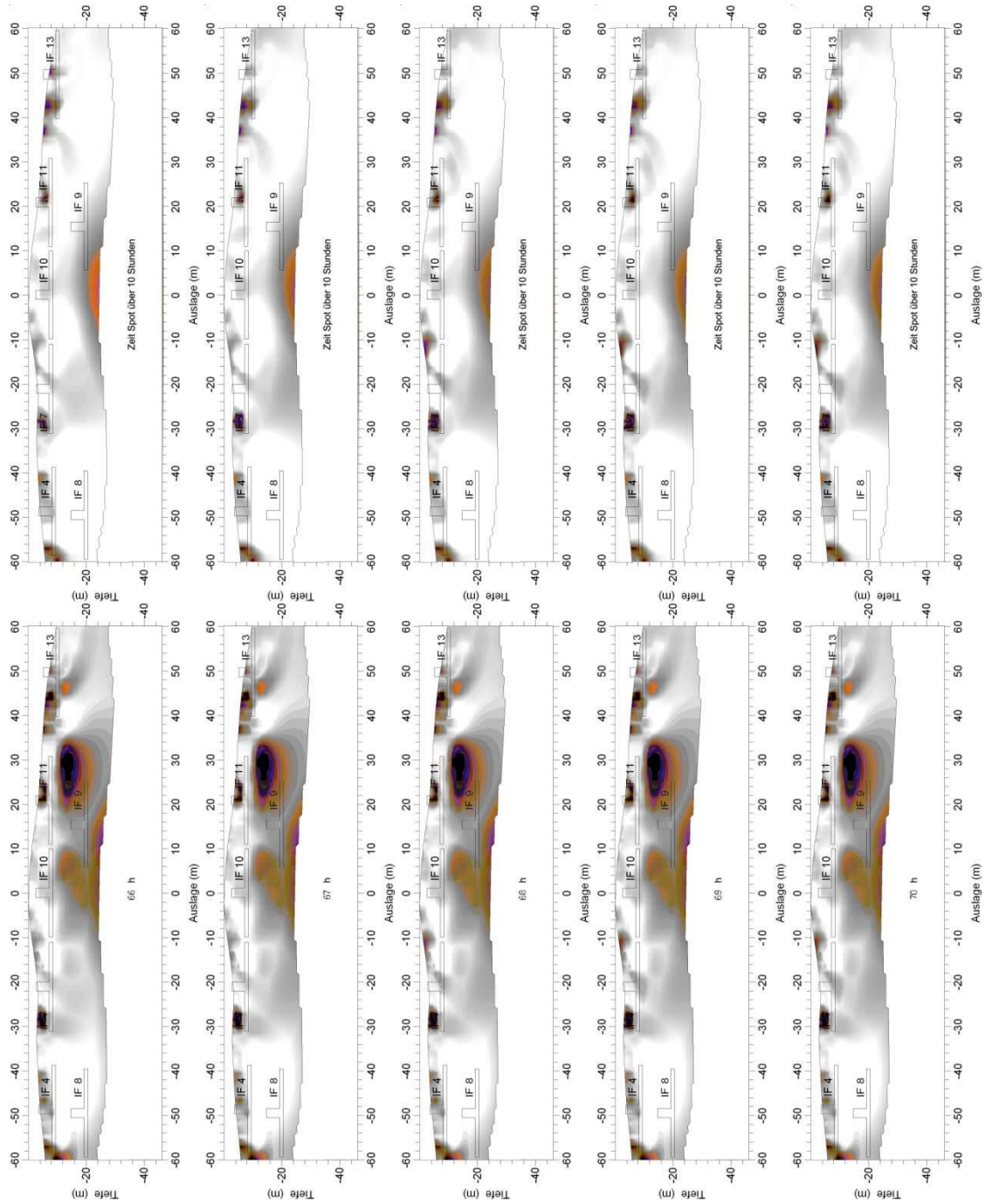


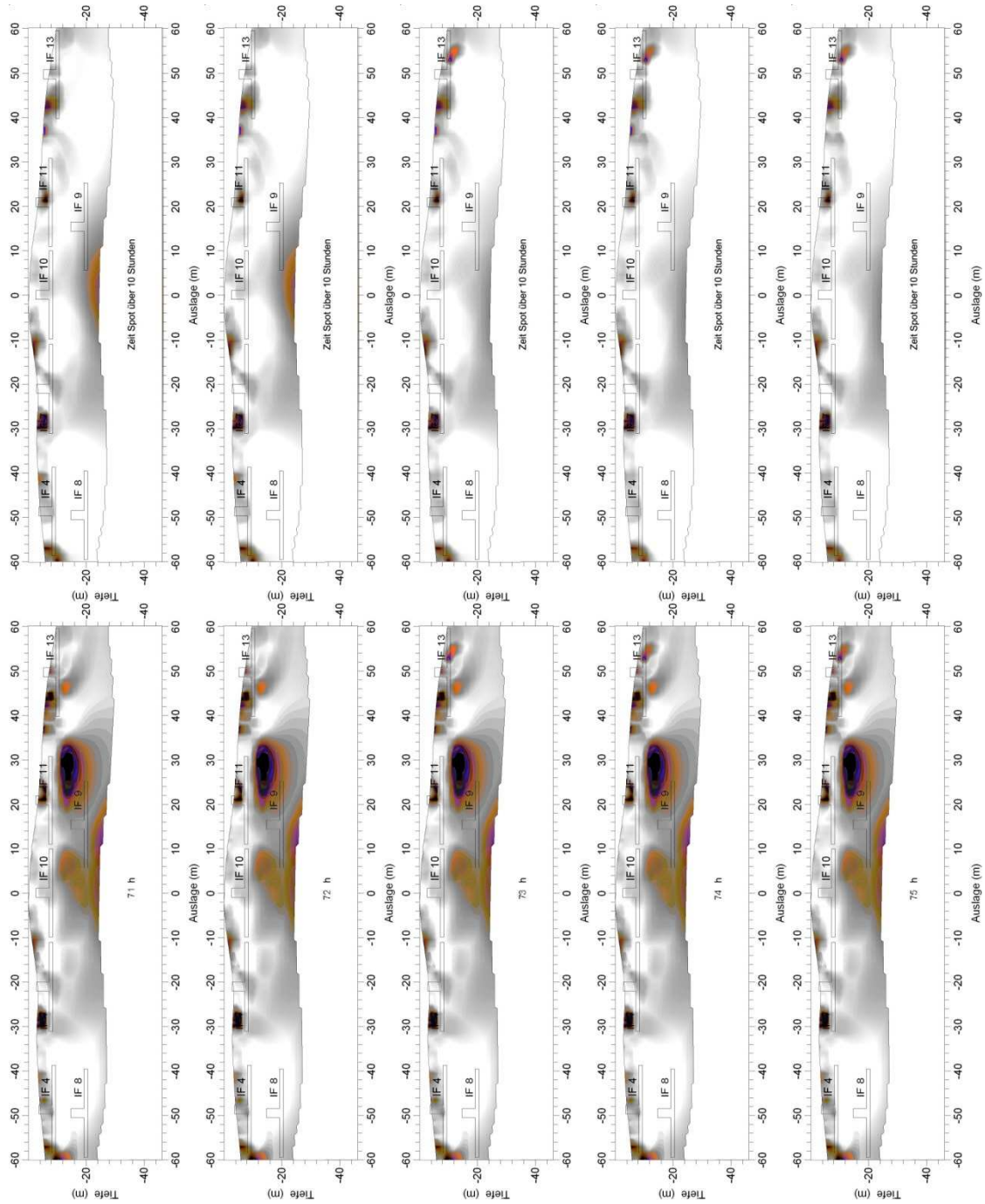


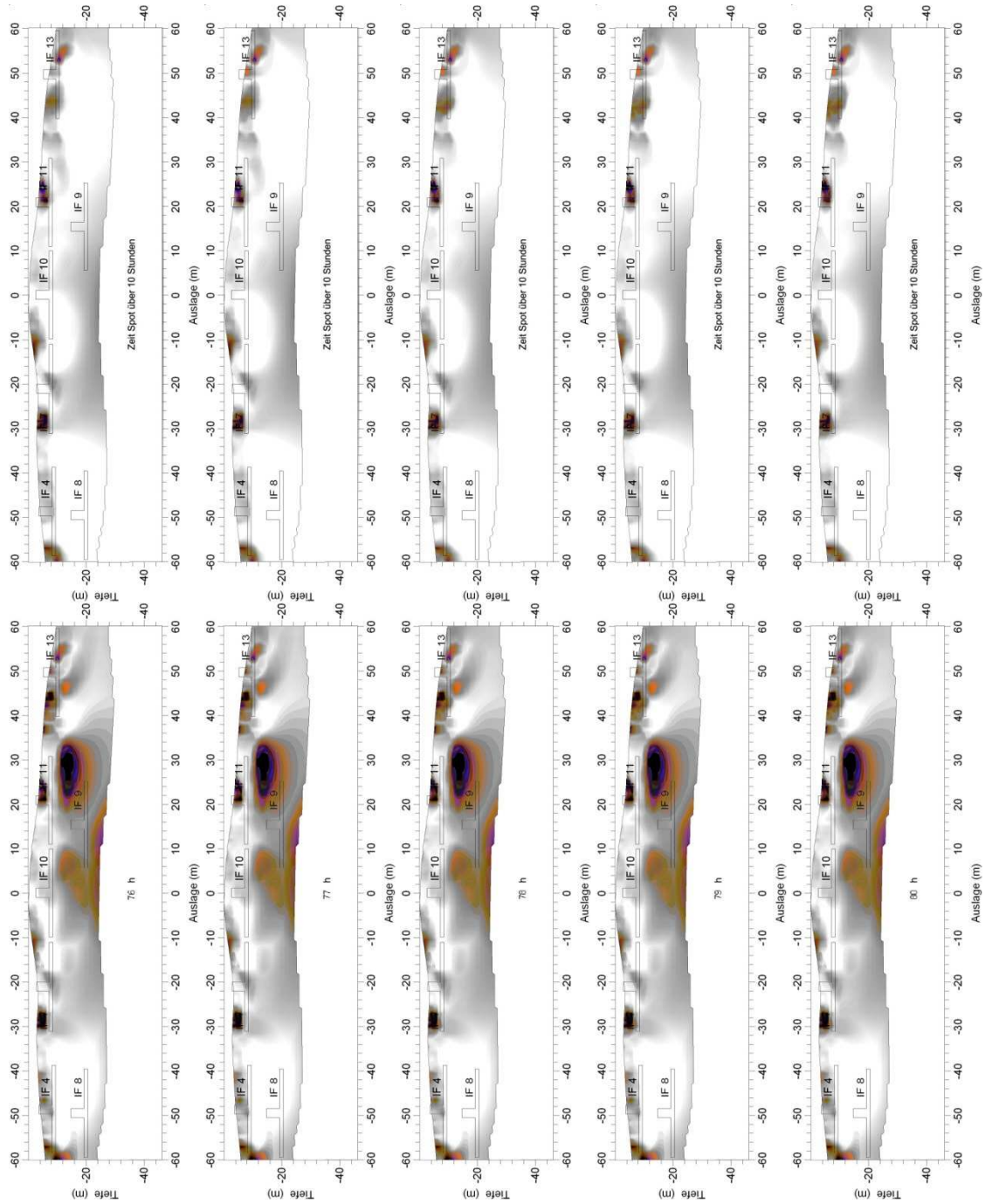


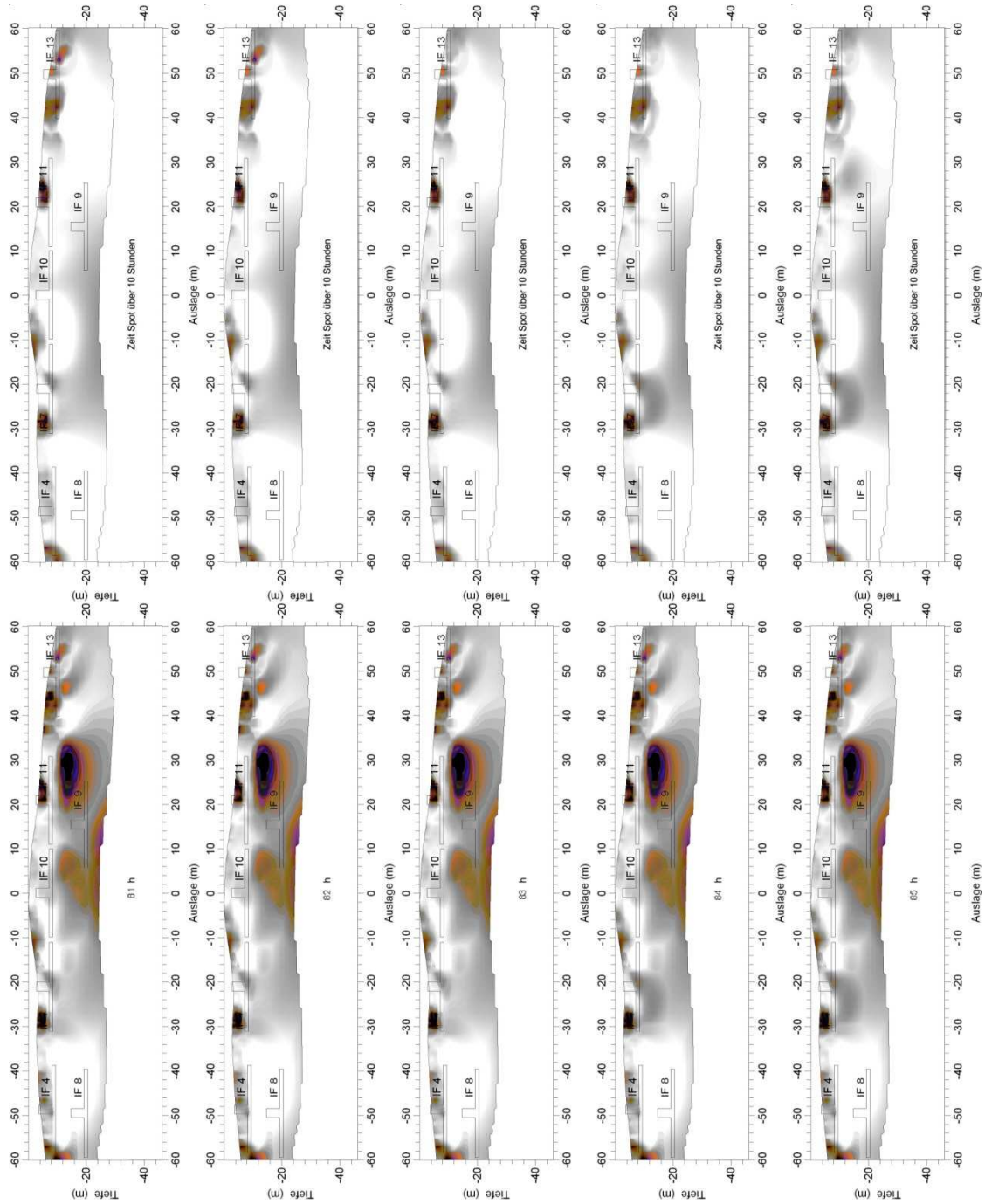


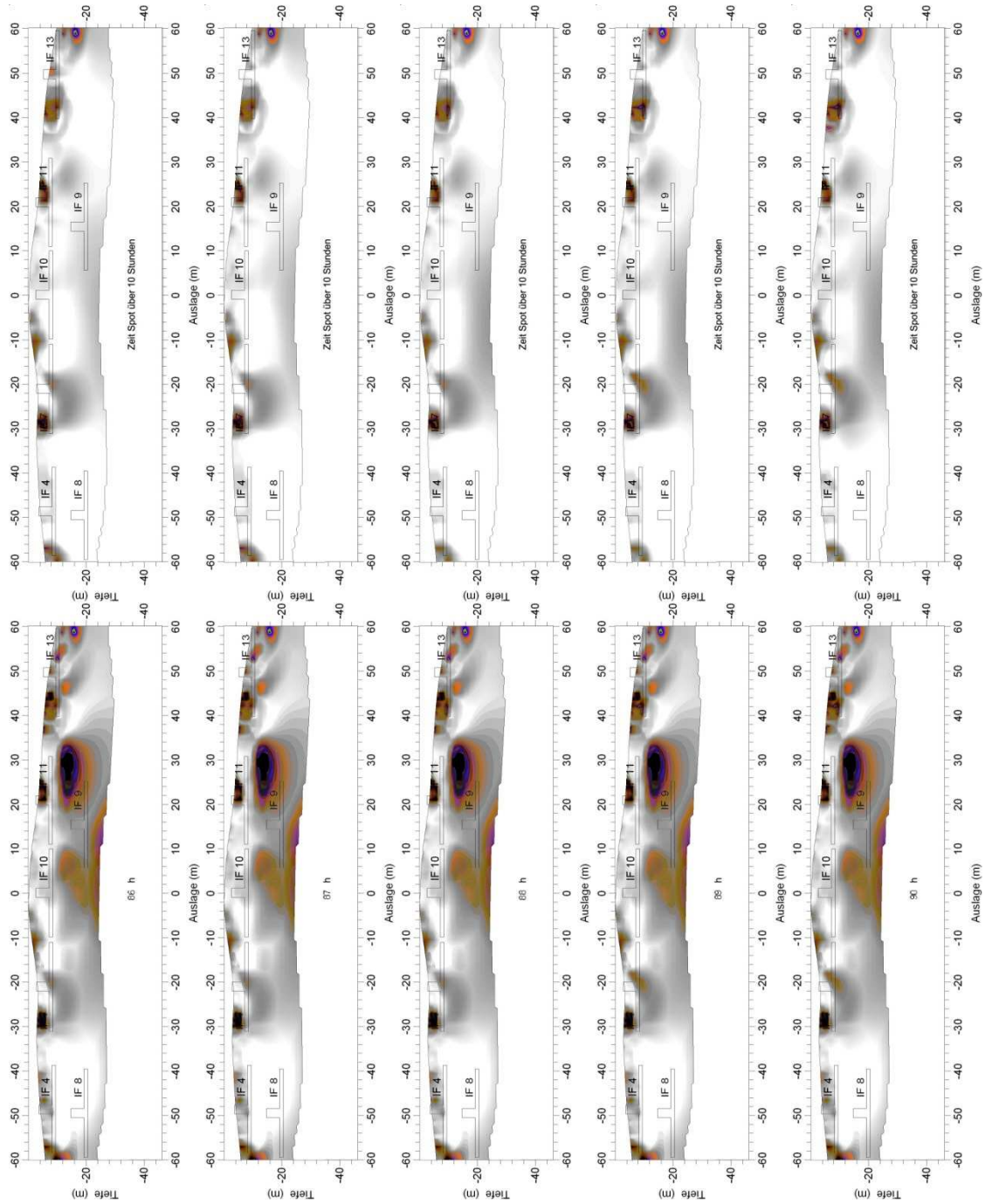


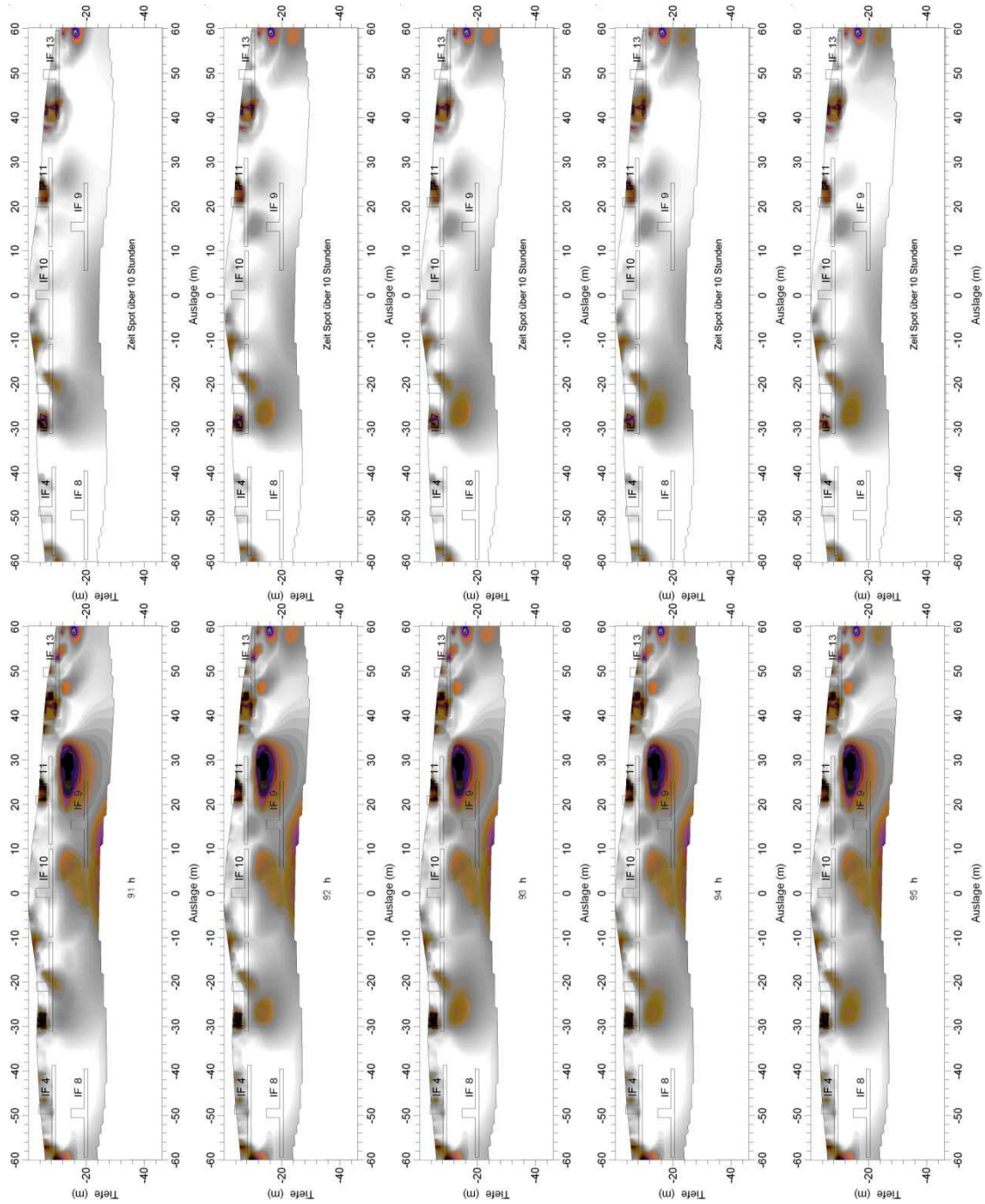


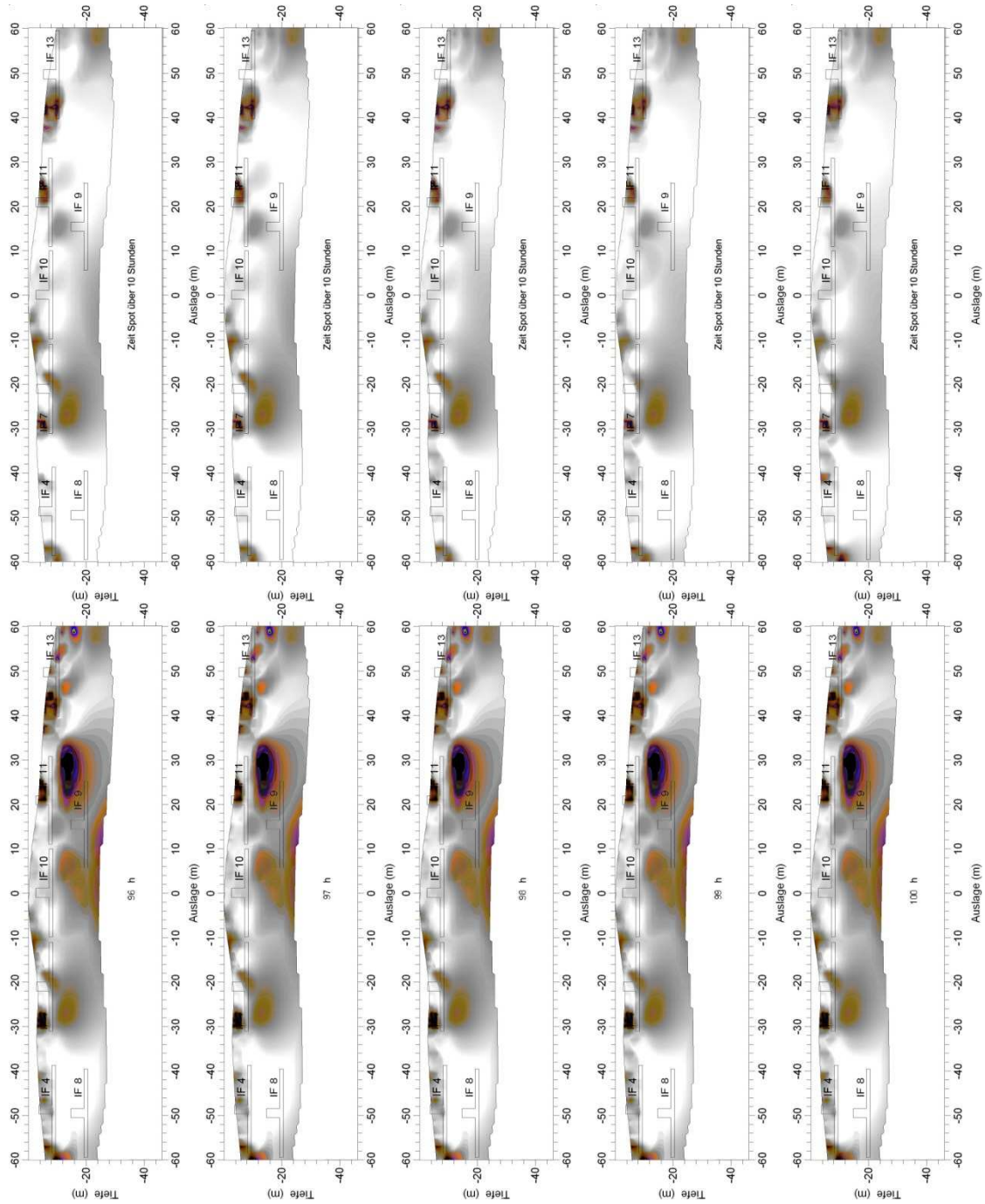


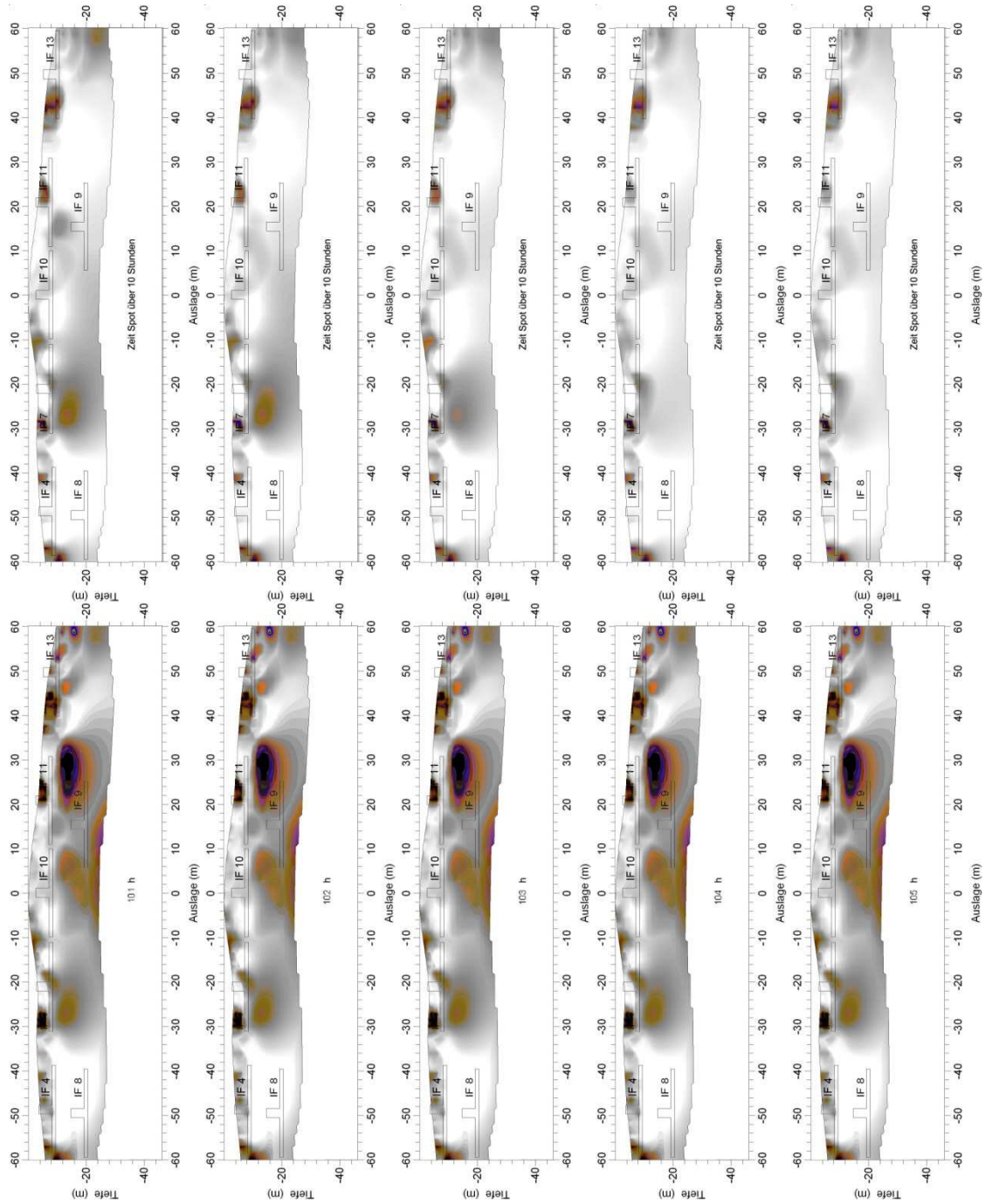


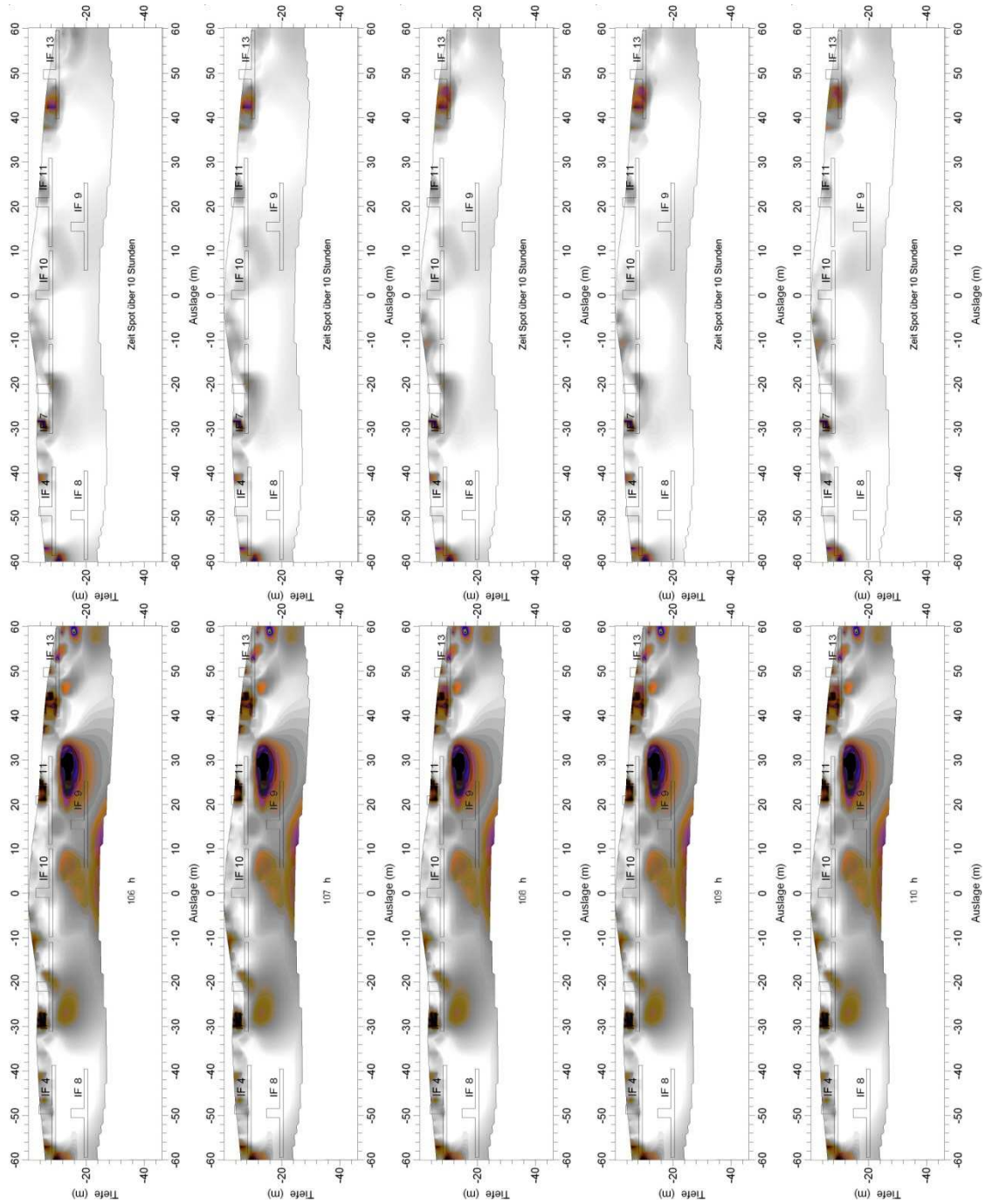


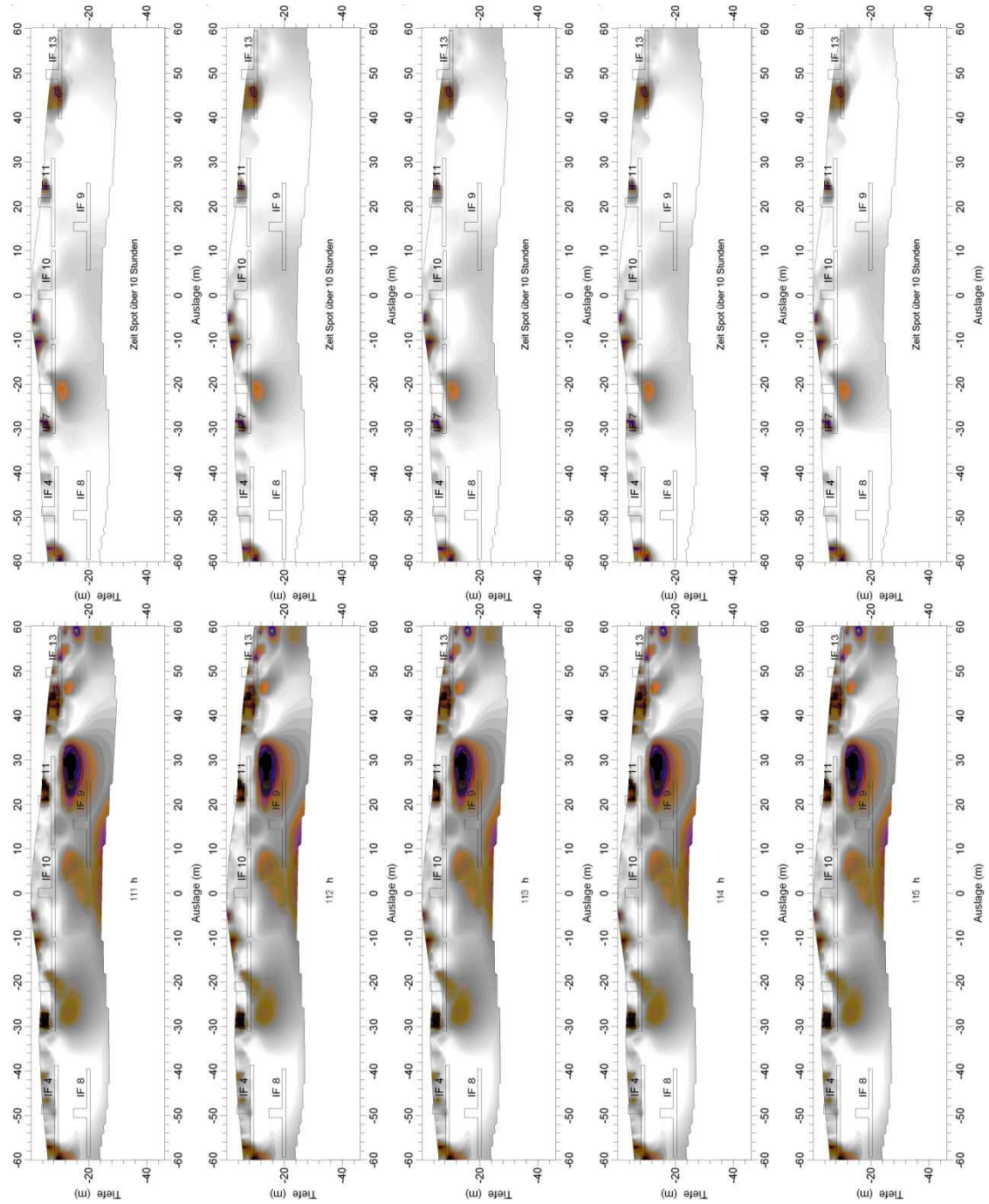


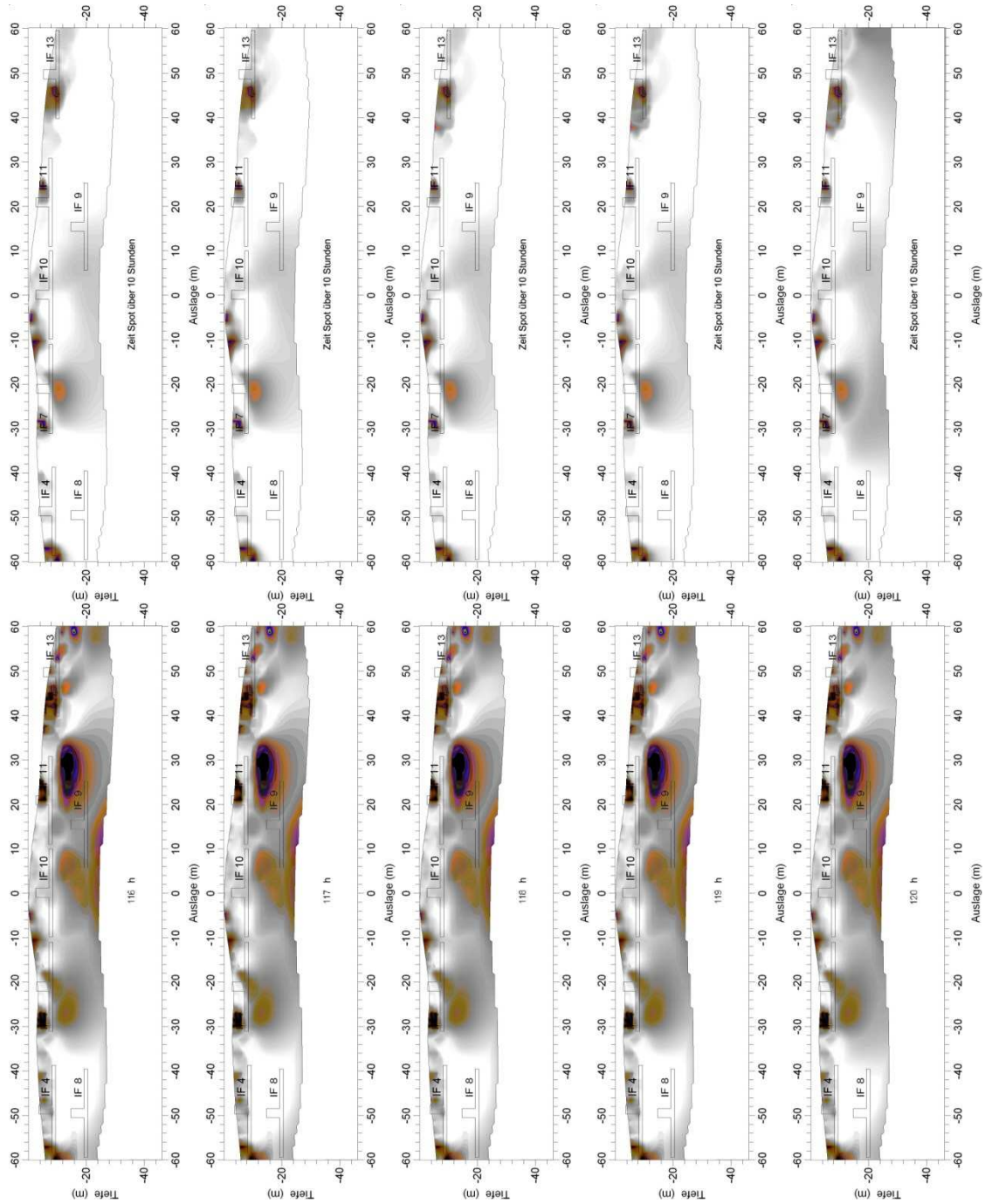


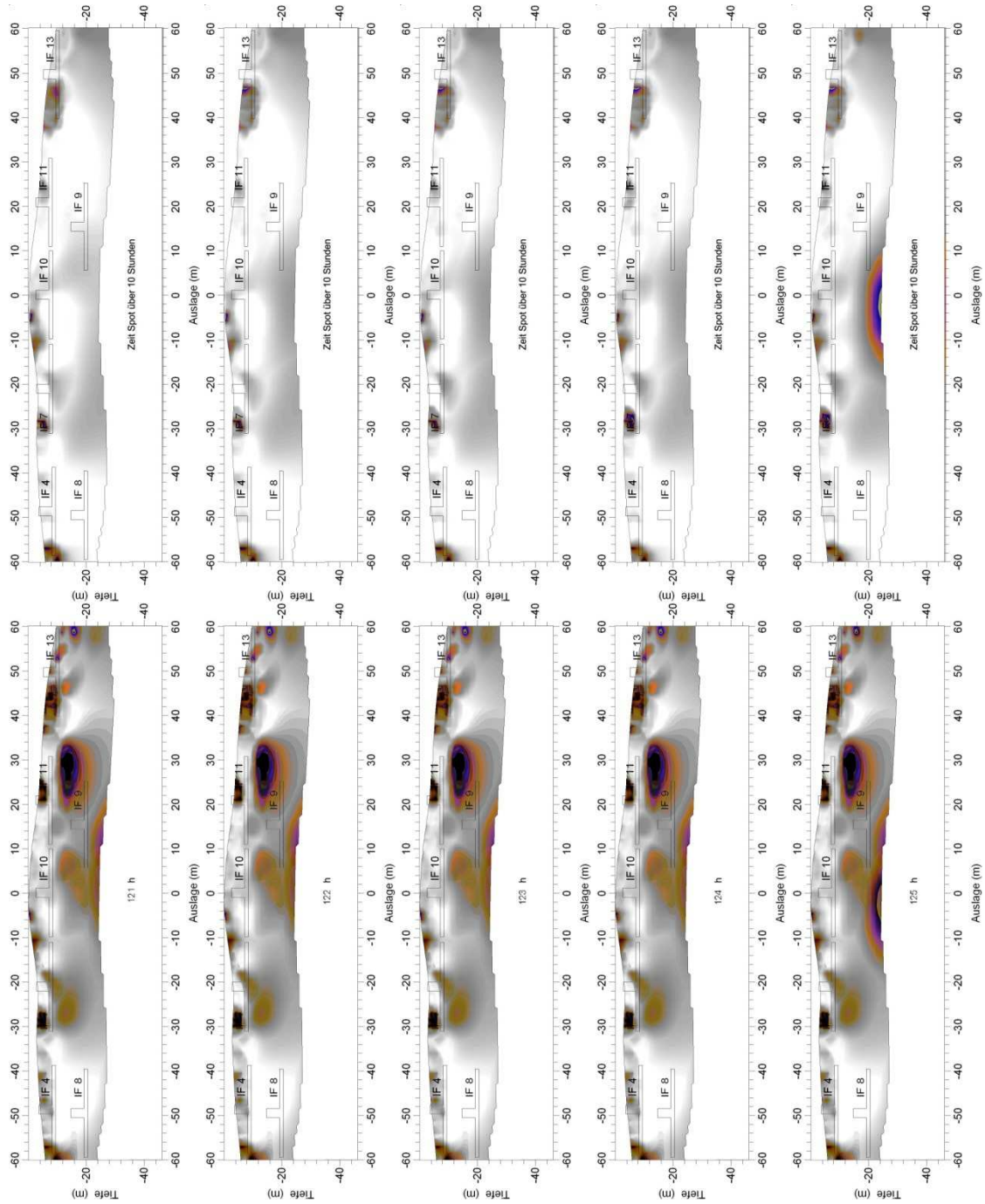


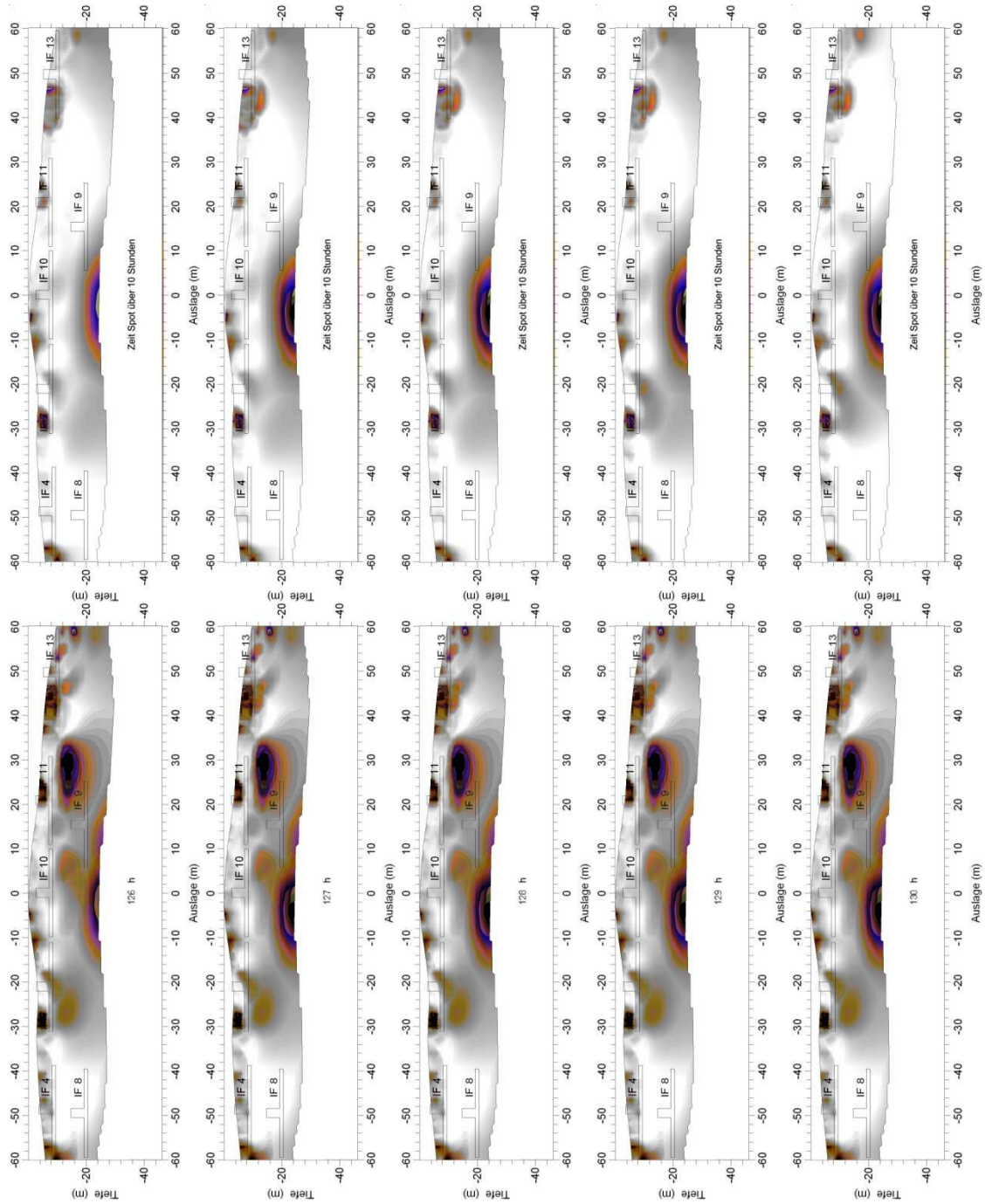


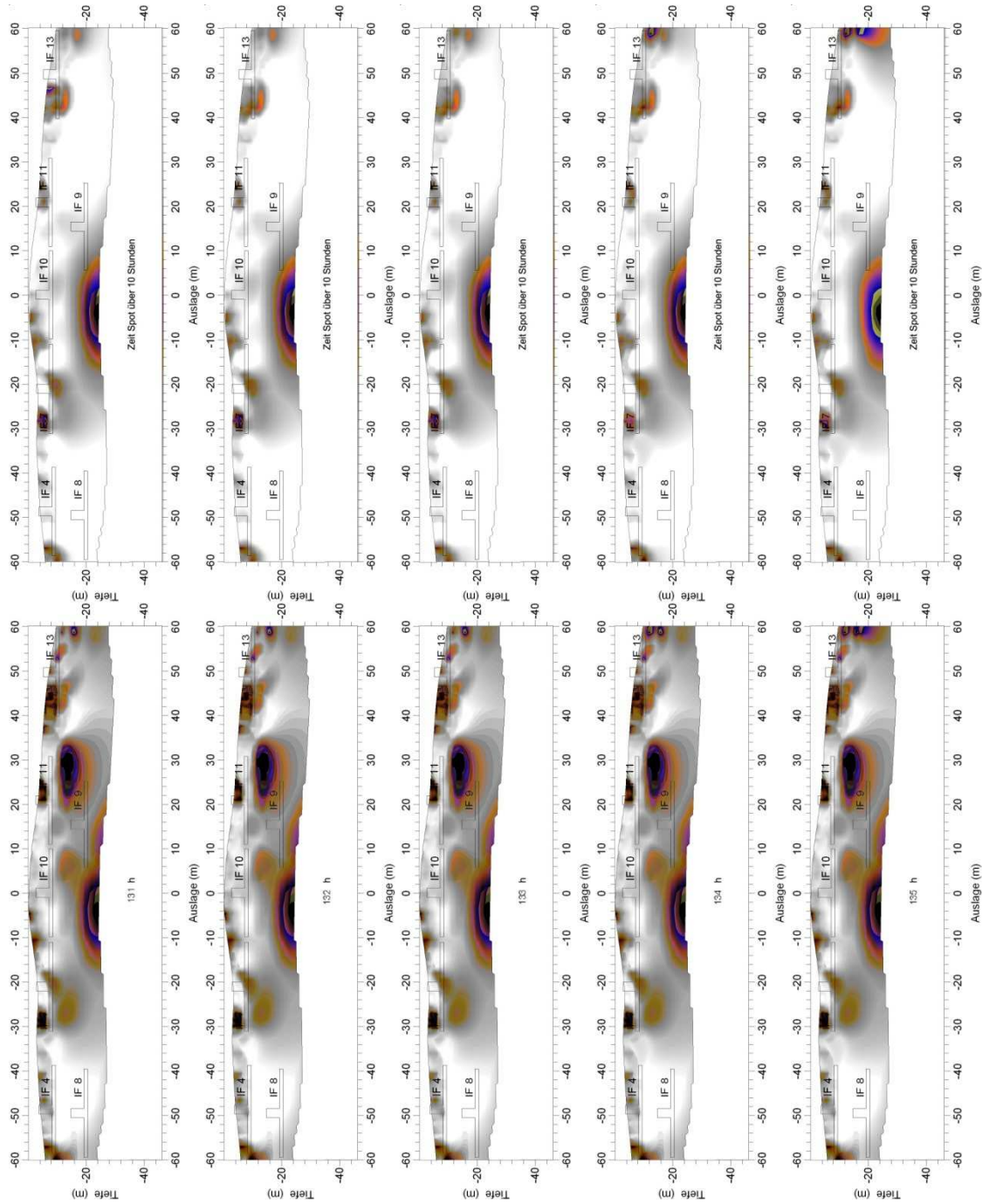


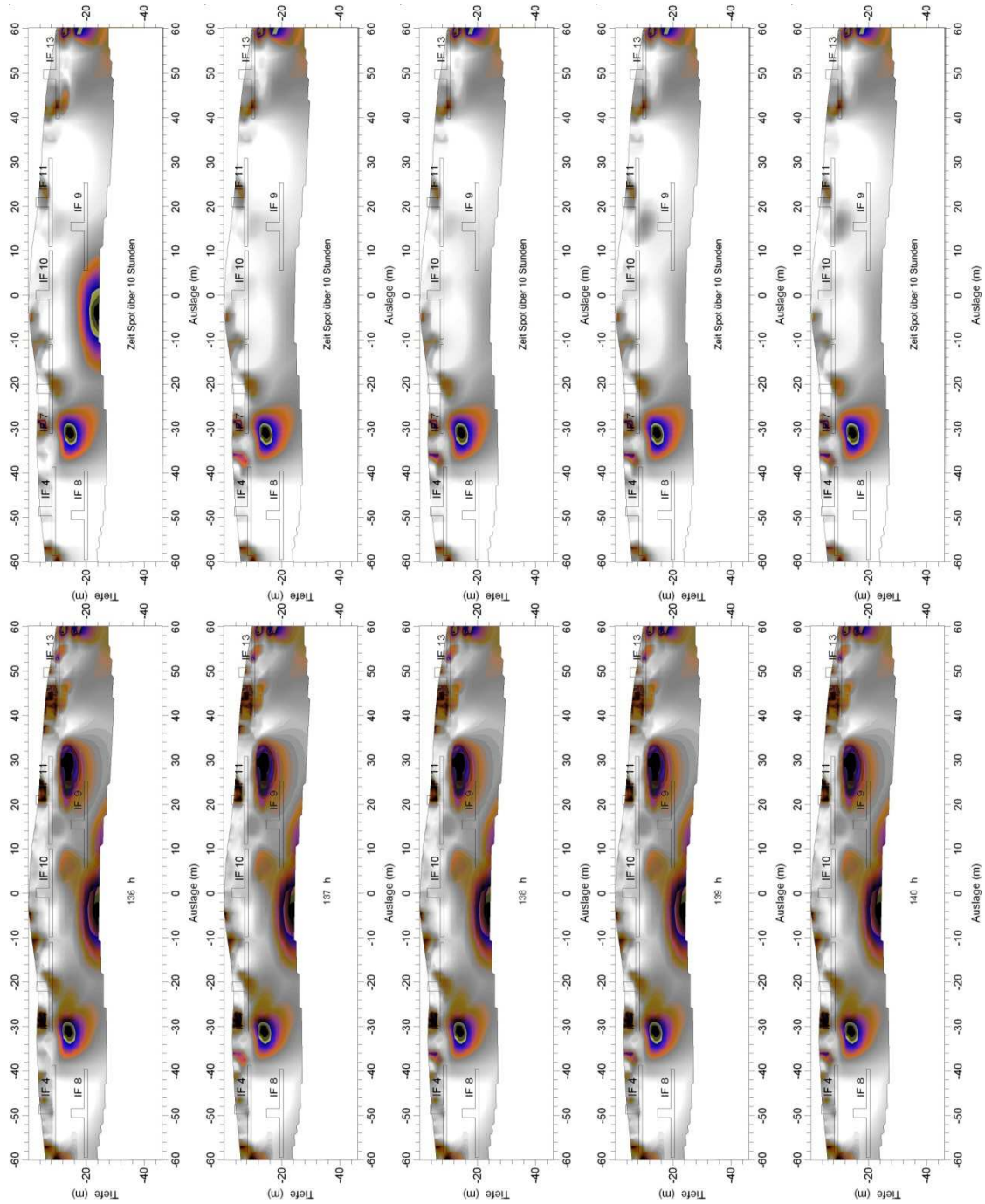


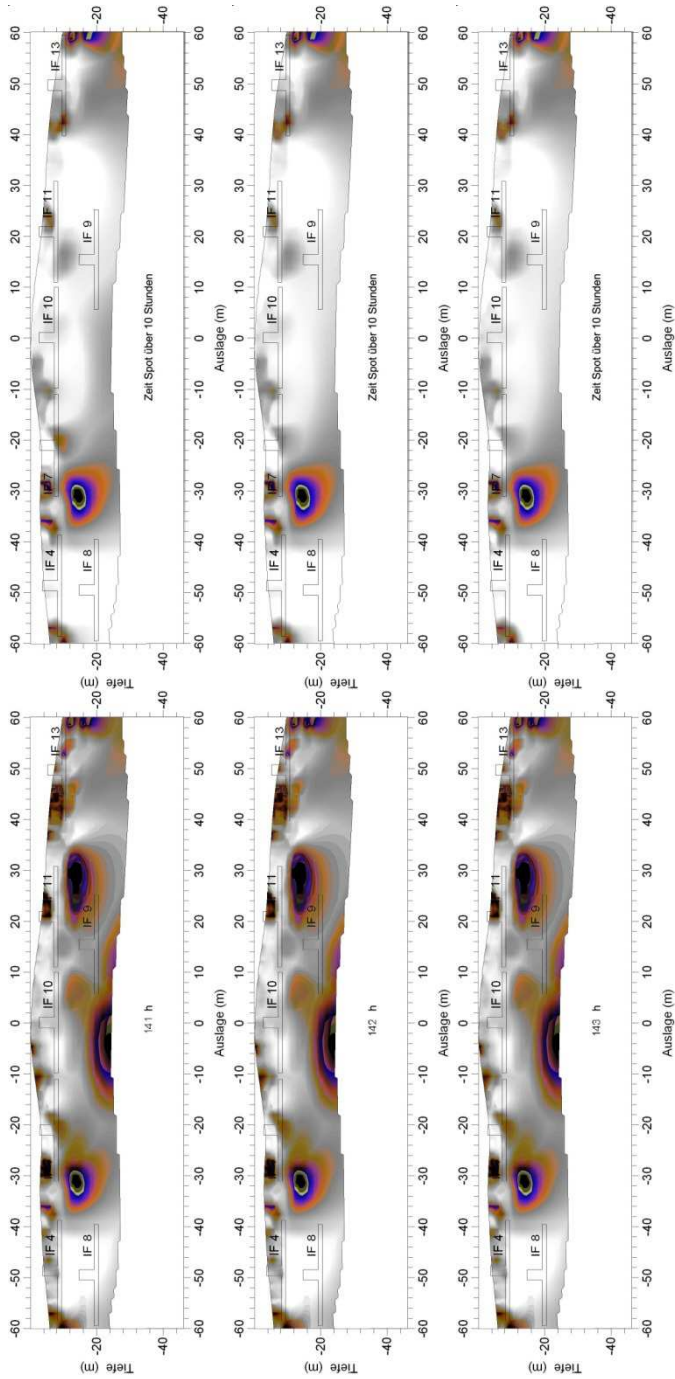












Messung 19

