

Vulnerabilitätsbewertung und Risikoanalyse VURAAS für alpine Aquifer-Systeme – Testgebiet Nassfeld, Karnische Alpen

*Groundwater Vulnerability and Risk Mapping with
VURAAS for Alpine Aquifer Systems – Test Site Nassfeld, Carnian Alps*

G. CICHOCKI¹⁾ & Ht. ZOJER²⁾

Inhalt

	Seite
1. Einleitung.....	76
1.1. Gefährdung des Grundwassers in hochalpinen Karstgebieten.....	76
1.2. Grundsätzliches Konzept der Vulnerabilität.....	77
1.3. Grundwasserschutzkonzept VURAAS im Testgebiet Nassfeld.....	77
2. Konzept zur Vulnerabilitäts- und Risikoanalyse im Hochgebirge.....	78
2.1. Konzept VURAAS – Methodik.....	78
2.2. Theoretische Grundlagen zu VURAAS – Bewertungstabellen.....	82
3. Das Testgebiet im Überblick.....	89
3.1. Geographische Aspekte.....	89
3.1.1. Geographische Lage.....	89
3.1.2. Topographie, Klima und Landnutzung.....	89
3.1.3. Tourismus im Hochgebirge und Wasserbedarf am Nassfeld.....	91
3.2. Geologie und Tektonik.....	92
3.2.1. Geologische Einheiten und Stratigraphie.....	92
3.2.2. Quartäre Ablagerungen und Geomorphologie.....	94
3.3. Hydrogeologie und Verkarstung.....	95
4. Hydrologie des Testgebietes Nassfeld.....	96
4.1. Basispegel Oselitzenbach.....	96
4.2. Monitoring im Testgebiet.....	96
4.2.1. Ergebnisse der Dauerbeobachtung von Quellen.....	96
4.2.2. Ergebnisse der Dauerbeobachtung von Oberflächengerinnen.....	98
4.2.3. Hydrologie der Teileinzugsgebiete.....	99
4.2.4. Wasserbilanz für das Gesamtgebiet und für Teileinzugsgebiete.....	102

¹⁾ Mag. Dr. Georg CICHOCKI, AQUATERRA Ziviltechniker Ges.m.b.H., Pestalozzistraße 1, A-8010 Graz, Österreich. E-Mail: cichocki@aquaterra.co.at

²⁾ Mag. Dr. Hartmut ZOJER, AQUATERRA Ziviltechniker Ges.m.b.H., Pestalozzistraße 1, A-8010 Graz, Österreich. E-Mail: zojer@aquaterra.co.at

5. Hydrochemie	106
5.1. Diskussion der chemischen Analysen.....	106
5.2. Isotopenhydrologie	124
5.3. Einzugsgebietsbestimmung	128
6. Berechnungsversuche	130
6.1. Berechnungsversuche – eine Literaturrecherche.....	130
6.1.1. Bandbreite des Abflusskoeffizienten aus Literaturangaben.....	130
6.1.2. Nekromasse und Streu erhöhen den Abflusskoeffizienten.....	131
6.2. Berechnungsversuche auf Schipisten und Almweiden.....	133
6.2.1. Experimentanordnung.....	136
6.2.2. Auswertung von Berechnungsversuchen	140
6.2.3. Abflusskoeffizient bei unterschiedlicher Landnutzung.....	146
7. Ergebnisse	147
7.1. Vulnerabilitätskarte	147
7.2. Gefahrenkarte	150
7.3. Risikokarte.....	153
8. Diskussion	154
8.1. Mindestanforderung zur Umsetzung des Konzeptes VURAAS	154
8.2. Nutzen und Potential von VURAAS	154
Zusammenfassung.....	157
Literatur.....	159
Summary.....	163

1. Einleitung

1.1. Gefährdung des Grundwassers in hochalpinen Karstgebieten

Nahezu 50 % der Bevölkerung Österreichs wird derzeit aus Karstgebieten mit Trinkwasser versorgt. Der Wasserbedarf einiger Städte (Wien, Graz, Innsbruck, Villach) wird teilweise oder fast ausschließlich mit Karstwasser gedeckt. Karstgebiete werden jedoch nicht nur in Bezug auf die Wassergewinnung erschlossen, sondern auch immer stärker für den Tourismus genutzt. Zahlen der STATISTIK AUSTRIA (2003) belegen, dass der Tourismus im Hochgebirge in den letzten Jahren stark zugenommen hat. Diese Entwicklung wird so weitergehen, zumal Schigebiete und ihre Infrastruktur erweitert werden und der Kunstschnee die Winterschisaison verlängert und gegen Schneemangel absichert.

Im selben Ausmaß steigt auch die Gefahr, dass das Grundwasser eines Karstmassives durch Schadstoffeinträge infolge von touristischen Aktivitäten verunreinigt wird. Im Karstsystem ist die Wasserwegigkeit oftmals sehr heterogen: Je nach Boden- und Lockergesteinsüberlagerung und nach Ausbildung der Klüftung und Verkarstung sind die Fließgeschwindigkeiten und somit Verweilzeit des Wassers sehr unterschiedlich. Das Risiko eines Schadstoffeintrages ist in Karstgebieten nicht überall gleich groß, da die Selbstreinigungskraft des Wassers zum Abbau vieler Schadstoffe dort umso größer ist, wo das Wasser lange im Untergrund verweilt. Bei kurzer Verweilzeit des Karstwassers in großlumigen Karstsystemen erfährt das Wasser praktisch keine Filterung. Das Karstgrundwasser benötigt daher einen besonderen Schutz.



1.2. Grundsätzliches Konzept der Vulnerabilität

Der Begriff „groundwater vulnerability“ wurde Ende 1960 vom französischen Hydrogeologen J. MARGAT (1968) eingeführt. Das sich daraufhin entwickelte Konzept der Vulnerabilitätsbewertung „basiert auf der Annahme, dass die physische Umwelt das Grundwasser gegenüber natürlichen und anthropogen verursachten Schadstoffeinträgen bis zu einem gewissen Grad schützen kann.“ (J. VRBA & A. ZAPOROZEC, 1994). Das heißt, dass manche Bereiche in der Landschaft verletzbarer gegenüber Schadstoffeinträgen sind als andere. Diese Unterschiede können in Form einer Vulnerabilitätskarte dokumentiert werden.

Die so entstehenden homogenen Teilbereiche werden als Polygone oder Zellen bezeichnet (J. VRBA & A. ZAPOROZEC, 1994). Die Abstufung in meist vier bis fünf Vulnerabilitätsklassen erfolgt willkürlich und wird in jeder Vulnerabilitätsmethode individuell gehandhabt. Die Klassen auf der Vulnerabilitätskarte zeigen (meist farblich) eine relative Vulnerabilität und repräsentieren keine absoluten Zahlen.

Die Vulnerabilität ist somit eine relative, dimensionslose, nicht absolut messbare Eigenschaft. Die Zuverlässigkeit der Vulnerabilitätsbewertung hängt einerseits von der Menge und Qualität der verfügbaren Daten, andererseits von der fachgemäßen Erfassung und Charakterisierung der hydrogeologischen Verhältnisse eines Gebietes ab.

Karstgebiete einschließlich ihrer Grundwasserleiter sind im Vergleich zu Gebieten mit Poren- und Kluftaquiferen durch besondere Merkmale charakterisiert:

- starke Individualität,
- hohe Heterogenität und Anisotropie,
- flächenhafte, lineare und punktuelle Infiltration,
- duale Porosität mit unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten,
- unterschiedlich starke hydraulische Reaktion auf Niederschläge,
- variabler Grundwasser-/Bergwasserstand (oftmals schwer zu bestimmen),
- stark variierende Einzugsgebiete und Wasserscheiden.

Die Notwendigkeit zur Erstellung und Anwendbarkeit einer maßgeschneiderten Bewertung der Vulnerabilität für Karstgebiete war Anlass für ein EU-Projekt der COST Action 620 mit dem Titel „Vulnerability and Risk Mapping for the Protection of Carbonate (Karst) Aquifers“. In diesem Projekt wurde gezielte Aufmerksamkeit auf einen flexiblen Ansatz einer Vulnerabilitäts- und Risikoanalyse mit allgemein akzeptablen und in allen Karstlandschaften anwendbaren Kernfaktoren gerichtet (F. ZWAHLEN, 2003). Parallel zur theoretischen Entwicklung des Europäischen Ansatzes wurden neue nationale Ansätze wie das österreichische Konzept VURAAS (**V**ulnerabilitäts- und **R**isikoanalyse in **A**lpinen **A**aquifer-**S**ystemen) unter Einbindung der von der COST 620 definierten Kernfaktoren entwickelt.

1.3. Grundwasserschutzkonzept VURAAS im Testgebiet Nassfeld

Das Nassfeld wurde aufgrund seines hochalpinen Karstcharakters, seiner intensiven touristischen Nutzung und der damit verbundenen Naturveränderungen als repräsentatives Testgebiet gewählt, wobei folgende Kriterien Bedeutung hatten:

- unterschiedliche Gefahrenpotentiale auf zwei Seiten eines Karstmassives,
- bestehende Naturveränderungen durch Schipistenaltbestand/Lifanlagen,
- aktuelle Naturveränderungen durch neu geplante Schipisten,
- Erreichbarkeit der Messstellen auf beiden Seiten des Karstmassives im Winter.





Untersucht wurde das Karstgebiet östlich und westlich der Gebirgskette des Trogkofel – Alpinkofel – Zuckerhüt – Zweikofel. Der östliche Bereich der Karstmassive ist im Einzugsgebiet des Rudnigbaches durch den touristischen Ausbau wie Schipisten, Liftanlagen, Almwirtschaft und Verkehrswege anthropogen stärker beeinflusst als der westliche Teil im Einzugsgebiet des Lubenbaches, wo nur Almwirtschaft vorherrscht. Durch den ähnlichen lithologischen Aufbau können beide Gebiete miteinander verglichen werden.

Das um das Trogkofel-Zweikofel-Massiv entwickelte Grundwasserschutzkonzept stellt einerseits die unterschiedliche Vulnerabilität (Verletzbarkeit) des hydrogeologischen Systems flächenhaft in einer Vulnerabilitätskarte dar, verdeutlicht andererseits das Risiko eines Schadstoffeintrages in einer Risikokarte. Man spricht von der Vulnerabilität des Systems gegenüber Schadstoffeinträgen bei einer hohen Infiltrations- bzw. Sickerwasserrate in der ungesättigten Zone, die zu einer raschen Grundwasserneubildung führt. Neben der Darstellung der Vulnerabilität eines Gebietes werden die potentiellen Gefahren im Testgebiet lokalisiert und in einer Gefahrenkarte visualisiert.

Die Kombination der Vulnerabilitätskarte mit der entsprechenden Gefahrenkarte ergibt die Risikokarte. Diese Risikokarte verdeutlicht die Bereiche, in denen ein erhöhtes Risiko für Kontaminationen des Grundwassers durch Schadstoffe besteht. Die Vulnerabilitäts- und Risikokarten verdeutlichen die Ergebnisse der Vulnerabilitätsbewertung. Die Kenntnisse der verletzbaren Bereiche in der Natur kann z. B. der Landplaner umsetzen, die landschaftlichen Gegebenheiten für den Tourismus zu nutzen und gleichzeitig das Risiko für die Umwelt zu minimieren.

2. Konzept zur Vulnerabilitäts- und Risikoanalyse im Hochgebirge



2.1. Konzept VURAAS – Methodik



Die Grundvoraussetzung für die Anwendung von VURAAS ist die hydrogeologische Charakterisierung des Testgebietes. Mit VURAAS wird in einem ersten Arbeitsschritt die Vulnerabilität numerisch und als Vulnerabilitätskarte in fünf unterscheidbaren Klassen dargestellt. Als zweiter Schritt werden die Gefahren lokalisiert und ebenso in einer Karte mit fünf Klassen dargestellt. In einem dritten Arbeitsabschnitt werden die beiden Karten miteinander kombiniert (GIS-Technik) und Risikoflächen bewertet. Die Risikokarte veranschaulicht Bereiche, wo die Wahrscheinlichkeit eines Schadstoffeintrages ins Grundwasser aufgrund der vorherrschenden Gefahrenpotentiale und der natürlichen (hydrogeologischen) Gegebenheiten unterschiedlich groß ist.

Bei der Beurteilung der Vulnerabilität wird der Wasser- und Stofftransport modellhaft über drei Kernfaktoren vom Input [P] über die Infiltration [I] bis zur Exfiltration [E] beschrieben. Figur 1 verdeutlicht das Bewertungsschema der Vulnerabilität mit VURAAS.

Die drei Kernfaktoren [P, I, E] werden über mehrere Bewertungsparameter beurteilt. Diese werden mittels GIS-Technik in jeweils einer Kartenlage („Layer“) als Flächen mit unterscheidbarer Vulnerabilität dargestellt. Nach dem Verschneiden der Layer der Bewertungsparameter wird ein Layer pro Kernfaktor gewonnen. Aus dem Verschnitt der drei Layer der Kernfaktoren [P, I, E] resultiert die Vulnerabilitätskarte.

Die Bewertungsparameter sind eher als empfohlene, unverbindliche Hilfsmittel und weniger als obligatorisch anzuwendende Tools anzusehen. Sie dienen der Bemessung des Kernfaktors und sind in der angegebenen Auswahl (Fig. 1) im Testgebiet am Nassfeld angewendet worden.



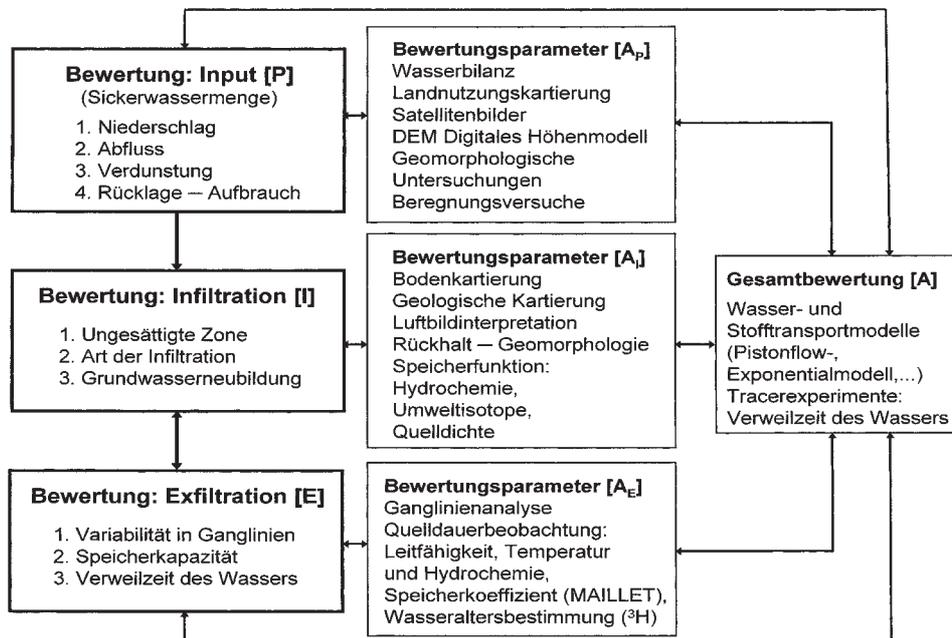


Fig. 1: Bewertungsschema von VURAAS zur Ermittlung der Vulnerabilität.
Assessment scheme of VURAAS for the determination of the vulnerability.

Im Konzept VURAAS werden alle Faktoren und Bewertungsparameter in fünf Klassen unterteilt. Die Parameter unterliegen einer Punktevergabe („Rating“) und sind untereinander gewichtet („Weighting“). Mit einem speziellen Algorithmus werden sie zu einem Layer für jeden Kernfaktor vereinheitlicht.

Der Kernfaktor Input [P]

Ein Karstmassiv kann je nach Input in das System unterschiedlich vulnerabel sein. Der Input hängt im Wesentlichen von den klimatischen und pedologischen Verhältnissen des Gebietes ab. Mit dem Faktor Input [P] (Fig. 1) wird bezweckt, die klimatischen Verhältnisse eines Gebietes (vor allem extreme Klimate) zu charakterisieren und damit ihren Einfluss auf die Vulnerabilität zu berücksichtigen.

So entscheidet neben den pedologischen Bedingungen im Testgebiet der Niederschlag in seiner Art, Häufigkeit, Intensität und Verteilung über die für die Grundwasserneubildung zur Verfügung stehende Sickerwassermenge. Der Faktor [P] kennzeichnet die Sickerwassermenge in Homogenbereichen des Testgebietes und wird über die Wasserhaushaltsgleichung ermittelt:

$$P = NS - V - A_o - (R - A),$$

mit

- P Input,
- NS Niederschlag,
- V Verdunstung,
- A_o Oberflächenabfluss,
- (R – A) Rücklage minus Aufbrauch.

Der ermittelte Input wird in fünf Klassen untergliedert. Eine große Sickerwassermenge (Input) induziert eine höhere Vulnerabilität, da eine schnellere Grundwasserneubildung (inklusive Transport eines möglichen Kontaminanten) stattfindet. Dadurch sind die physikalisch-biologischen Abbauprozesse weniger lang wirksam. Zusätzlich hat man weniger Zeit, um auf einen Schadenseintritt reaktive Maßnahmen zum Quellschutz (Grundwasserschutz) zu treffen.

Für den Faktor Input [P] werden als Bewertungsparameter [A_P] optional angegeben:

- Wasserbilanz zur Ermittlung des Anteiles an Oberflächenabfluss (A_o), Verdunstung (V) und Grundwasserabfluss (A_u),
- Landnutzung zur Abschätzung des lokalen Abflusskoeffizienten (z. B. über Auswertungen von Beregnungsversuchen),
- digitales Höhenmodell zur Berechnung des Gebietsniederschlages in der mittleren Höhe des Testgebietes,
- geomorphologische Untersuchungen zur Kartierung von Flächen mit bevorzugter Infiltration.

Auf der anderen Seite darf der erhöhte Oberflächenabfluss (A_o) bei starken Niederschlägen nicht unbeachtet bleiben. Dieser kann eine laterale Verlagerung von Schadstoffen im A_o bewirken. Gleichzeitig können auch Verdünnungseffekte eintreten, welche die Schadstoffkonzentration herabsetzen.

Kernfaktor Infiltration [I]

Die Infiltration wird über die Analyse der ungesättigten Zone, die Art der Infiltration und die Grundwasserneubildung beschrieben (Fig. 1). Das Grundprinzip lautet, dass die Selbstreinigungskraft des Wassers bei längerer Verweilzeit in der Grundwasserüberdeckung zunimmt.

Die Verweilzeit des Wassers wird für die Bewertung der Vulnerabilität meist über indirekte Kriterien wie z. B. die Durchlässigkeit, die nutzbare Feldkapazität (nFK) und die Mächtigkeit der einzelnen Lagen beurteilt. Direkt berechnet wird die Verweilzeit im Kernfaktor der Exfiltration durch die Bestimmung des Wasseralters mittels Analyse von Umweltisotopen (³H).

In Anlehnung an die deutsche PI-Methode (N. GOLDSCHIEDER et al., 2000) wird die ungesättigte Zone über das Wasserrückhaltevermögen der Grundwasserüberdeckung bewertet. Der PI-Methode nach (P = „protective cover“, I = „infiltration conditions“) kann sich die Grundwasserüberdeckung aus bis zu vier Lagen zusammensetzen: dem Boden, dem Lockergestein, dem nicht verkarsteten Festgestein und dem ungesättigten Karbonatgestein.

Als oberste Überdeckung der ungesättigten Zone wird der Boden kartiert. Als Kriterium zum Wassertransport im Boden wird die nutzbare Feldkapazität als Maß für das Vermögen des Bodens, das Wasser gegen die Schwerkraft zu halten, bestimmt. Zusätzlich wird die mittlere Mächtigkeit des Bodens für Homogenbereiche ermittelt. Dazu werden die Punktmessungen einer flächendeckenden Kartierung in homogene Flächen (bezüglich Bodentypus, Geologie) extrapoliert und ein Mittelwert an Bodenmächtigkeit errechnet.

Das Lockergestein wird in einer Kartierung in Lockergesteinsklassen unterschiedlicher Durchlässigkeit unterteilt. Die Mächtigkeit der Lockergesteinsüberdeckung wird abgeschätzt: entweder über Aufschlüsse bei Hanganrissen, über die Morphologie bzw. Morphogenese, über geologische Profile, geophysikalische Untersuchungen oder aus Angaben in der Literatur.

Das Festgestein wird hinsichtlich der Lithologie und der Klüftung und Verkarstung bewertet. Die Basis der lithologischen Unterscheidung bildet die geologische Karte bzw.

Kartierung. Die Klüftung und Verkarstung wird als Maß für die Wasserwegsamkeit auf direktem (z. B. Geländeuntersuchungen) oder indirektem (z. B. über die Quelledichte, Auswertung von Lineamenten mittels Luftbilder und Satellitenbilder) Weg bestimmt.

Die Art der Infiltration, ob flächenhaft, linear oder punktuell, erzeugt einen weiteren Layer mit unterscheidbarer Vulnerabilität. Die punktuellen Infiltrationsstellen sind im Grad der Vulnerabilität höher einzustufen als die linearen Versickerungsstellen. Die flächenhafte Infiltration ist am geringsten vulnerabel. Die Bewertung erfolgt nach der Kartierung von punktuellen und linearen Infiltrationsstellen im Gelände. Im übrigen Gebiet wird eine flächenhafte Infiltration angenommen.

Die Grundwasserneubildung setzt sich aus den drei Parametern des oberirdischen Rückhaltes, der Quelledichte und der Speicherfunktion (hydrochemische Untersuchungen) zusammen. Beim oberirdischen Rückhalt wird bei der Geländebegehung auf geomorphologische Formen, die Mulden und Senken bilden, geachtet. An diesen Stellen wird das Wasser am Abfließen gehindert und bildet bei entsprechend dichtem Untergrund einen gewissen Rückhalt. Die Quelledichte wird über die Anzahl und Größe (Quellschüttung) von Quellen pro km² ermittelt. Sie gilt als Indiz für die Ausprägung der wasserwegsamten Klüftung und Verkarstung des Untergrundes. Die Untersuchungen zur Hydrochemie und Isotopenhydrologie geben Aufschluss zur Speicherfunktion des Untergrundes.

Zusammenfassend für den Faktor Infiltration [I] werden als Bewertungsparameter [A_I] angeführt:

- Bodenkartierung zur Ermittlung der nutzbaren Feldkapazität, Bodenmächtigkeit,
- Kartierung der Geologie und des Lockergesteins zur Beschreibung der ungesättigten Zone (bzw. der Klüftung und Verkarstung),
- Kartierung der Geomorphologie zur Erfassung von Stellen mit erhöhtem oberirdischen Wasserrückhalt,
- Luftbildinterpretation/Lineamentauswertung zur Beschreibung der Strukturgeologie,
- hydrochemische und isotopenhydrologische Untersuchungen zur Charakterisierung der Speicherfunktion des Untergrundes,
- Quelledichte zur indirekten Ermittlung der Klüftung und Verkarstung.

Kernfaktor Exfiltration [E]

Das Gesamtsystem wird hinsichtlich seiner Speicherkapazität und Verweilzeit des Wassers beschrieben. Die Bewertungsparameter umfassen für diesen Zweck die Ermittlung der

- Auslaufkoeffizienten α (nach E. MAILLET, 1905) zur Ermittlung der Speicherkapazität in unterschiedlichen Einzugsgebieten,
- Variationskoeffizienten zur Darstellung der Schwankungen von Ganglinien (z. B. elektrische Leitfähigkeit, Wassertemperatur) um ihren Mittelwert als Hinweis auf die Wasserspeicherung und Durchmischung im Aquifer,
- Verweilzeit des Wassers anhand von Analysen des radioaktiven Umweltisotops Tritium (³H) zur Bestimmung des Wasseralters.

Der Kernfaktor der Exfiltration [E] wird über den Bewertungsparameter [A_E] beurteilt (Fig. 1). Zur Systembeschreibung werden die Messungen von Quellparametern analysiert. Das Ergebnis bewertet das Gesamtsystem eines Einzugsgebietes einer Quelle oder eines Gerinnes und validiert die Ergebnisse der Untersuchungen zum Kernfaktor der Infiltration [I].



Gesamtbewertung aller drei Kernfaktoren [P, I, E]

Das Konzept VURAAS wird über eine Gesamtbewertung [A] validiert (Fig. 1). In dieser Gesamtbewertung werden Wasser- und Stofftransportmodelle (z. B. Pistonflow-, Exponential-, Dispersionsmodell) verwendet, die mit den Inputdaten über ein „Black-Box-Modell“ und den Outputdaten (der Exfiltration) ausgewertet werden.

2.2. Theoretische Grundlagen zu VURAAS – Bewertungstabellen

Im Konzept VURAAS wurde ein eigenes Bewertungsschema zur „Quantifizierung“ der Vulnerabilität aufgestellt. Dem Bewertungsschema (Fig. 2) liegen für jeden einzelnen Parameter Tabellen mit einem definierten Rating und Weighting zugrunde. Der Algorithmus zur Quantifizierung aller Parameter stützt sich einerseits auf bestehende Kennwerte aus der Literatur, andererseits wurde eine semiquantitative Einteilung empirisch aufgestellt.

Die resultierenden Werte der einzelnen Parameter und Kernfaktoren sind dimensionslos. Messbare Größen sind in der Klassifizierung der Parameter integriert (z. B.: [mm/a] Niederschlag, [mm/dm] nutzbare Feldkapazität, [d/m/a] Verweilzeit, etc.).

Für jeden einzelnen Bewertungsparameter wurde mit der Software ArcGIS ein Layer mit unterscheidbaren Klassen angefertigt. Jede Klasse repräsentiert einen Homogenbereich im Gelände, dem als Attribut ein Rating der Bewertungstabellen zugeordnet werden kann.

Jeder Bewertungsparameter wird nach dem Rating über Subtraktion (beim Kernfaktor Input [P]), Addition (beim Kernfaktor Infiltration [I]) und Multiplikation (beim Kernfaktor [E]) miteinander verbunden. Diese Berechnungsprozesse werden direkt im GIS-Programm durchgeführt. Daraus resultiert ein Wert für den Kernfaktor für Homogenbereiche im Testgebiet, der um den Wert 1 als Mittelwert generalisiert wird. Ein höherer Wert (> 1) stellt eine geringere Vulnerabilität dar und umgekehrt bedeutet eine niedrigere Punkteanzahl (< 1) eine stärkere Verletzbarkeit des Untergrundes.

Grundsätzlich wurde das Bewertungsschema so gewählt, dass der Mittelwert von 1 einerseits eine mittlere Vulnerabilität induziert, andererseits herangezogen wird, wenn ein Parameter nicht gemessen werden kann oder die vorliegenden Daten fraglich oder fehlerhaft sind. Das erzeugt eine hohe Flexibilität des Konzeptes VURAAS in der praktischen Anwendung.

Das Ergebnis der Vulnerabilitätsbewertung wird durch die generalisierten Punkte des Kernfaktors [I] erreicht, die sich durch die Kernfaktoren [P] und [E] noch um bis zu zwei Klassen auf oder ab (Δ -Klassen) ändern können (Tab. 7).

Theoretische Berechnung des Kernfaktors Input [P]

Ein größerer Input [P] verdeutlicht eine höhere Vulnerabilität. Für den Niederschlag wird ein mittlerer Bereich zwischen 1500 und 2000 mm/a angenommen. Die mittlere Verdunstung wird mit 25–35 %, der Oberflächenabfluss mit 30–40 % des Niederschlages angegeben.

Als Restglied der Gleichung des Inputs wirkt sich der Rückhalt bzw. der Verbrauch im Gebiet ab einer Abweichung von mehr als 10 % des berechneten Inputs aus. Die durch die Gleichung

$$P = A - B - C - (R - A)$$

gewonnenen Punkte werden zuletzt generalisiert, bevor sie mit den zwei anderen Kernfaktoren [I und E] weiterverarbeitet werden (Tab. 1).



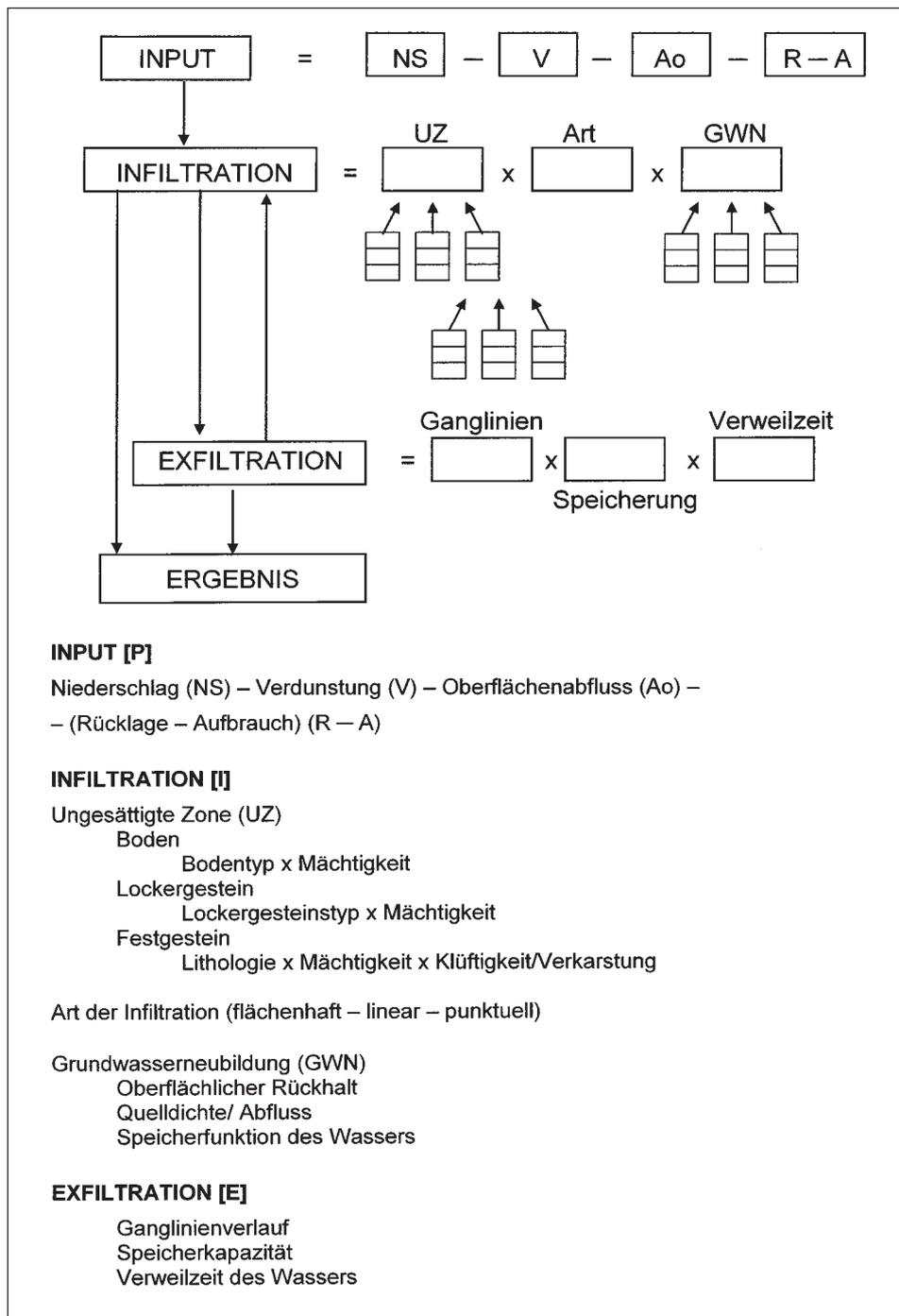


Fig. 2: Bewertungsschema und Legende der intrinsischen Vulnerabilität von VURAAS.
 Assessment scheme and legend of the intrinsic vulnerability of VURAAS.

Tab. 1: Berechnungstabellen für den Kernfaktor des Inputs [P] mit Generalisierung. NS – Niederschlag.
 Assessment tables of the core factor input [P] including generalisation. NS – precipitation.

INPUT [P] = A – B – C – (R – A)	
A: Niederschlag	
[mm/a]	Punkte
< 1000	5,0
1000–1500	5,5
1500–2000	6,0
2000–2500	6,5
> 2500	7,0
B: Verdunstung	
[% des NS]	Punkte
> 40	1,5
30–40	1,25
20–30	1,0
10–20	0,75
< 10	0,5
C: oberirdischer Abfluss	
[% des NS]	Punkte
> 40	1,5
30–40	1,25
20–30	1,0
10–20	0,75
< 10	0,5
R – A: Rücklage – Verbrauch	
[%]	Punkte
< 80	1,5
80–90	1,25
90–110	1,0
110–120	0,75
> 120	0,5
Generalisierung	
Σ	Punkte
< 1,0	1,5
1,25–2,25	1,25
2,5–3,5	1,0
3,75–4,75	0,75
> 5,0	0,5

Theoretische Berechnung des Kernfaktors Infiltration [I]

Die Infiltration wird über die Parameter ungesättigte Zone (UZ), die Art der Infiltration (A) und die Grundwasserneubildung (GWN) bewertet (Tab. 2). Das Ergebnis wird durch das Produkt der drei Parameter gebildet (Tab. 5).

Der Algorithmus, welcher der Beschreibung der ungesättigten Zone (UZ) zugrunde liegt, ist durch die folgende Formel gegeben:

$$UZ = (A * m_A) + (B * m_B) + (C * m_C * F),$$

mit

UZ ungesättigte Zone,

A Boden,

B Lockergestein,

C Festgestein,

F Klüftung bzw. Verkarstung,

m Mächtigkeiten von A, B und C.

Tab. 2: Berechnungstabellen für den Parameter „ungesättigte Zone“ (UZ) des Kernfaktors der Infiltration [I] mit Generalisierung. nFK – nutzbare Feldkapazität.
 Assessment tables of the parameter “unsaturated zone” within the core factor infiltration [I] including generalisation. nFK – effective field capacity.

<p>INFILTRATION [I] = UZ * A * GWN A: Art der Infiltration GWN: Grundwasserneubildung UZ: Ungesättigte Zone = $(A * m_A) + (B * m_B) + (C * m_C * F)$</p>
--

A: Boden	
nFK [mm]	Punkte
> 300	4
220–300	2
140–220	1
60–140	0,8
< 60	0,5

B: Lockergestein	
Material	Punkte
Grundmoräne	4
Seitenmoräne, Schipiste	3
Hangschutt (nicht karbonatisch)	2
Hangschutt karbonatisch	1
Block- und Hangschutt	0,75
Blockschutt	0,5

Mächtigkeit [m_A]	
Gründigkeit	Punkte
tief	1,1
mittel	1
seicht	0,9

Mächtigkeit [m_B]	
[m]	Punkte
> 20	1,1
5–20	1
< 5	0,9

C: Festgestein	
Lithologie	Punkte
Tonsteine, Phyllite	1,4
Sandsteine, Metamorphite	1,2
poröse Gesteine	1
Karbonate, Konglomerate	0,8

F: Klüftung + Verkarstung	
Trennfugen, Verkarstung	Punkte
massig	2
wenig geklüftet	1,5
geklüftet, leicht verkarstet	1
stark verkarstet	0,5

Mächtigkeit [m_C]	
[m]	Punkte
> 500	1,1
100–500	1
< 100	0,9

Generalisierung	
Σ (gesamt)	Punkte
> 8,0	1,5
4,1–7,9	1,25
2,3–4,0	1
1,4–2,2	0,75
< 1,3	0,5

Eine Generalisierung der Gesamtpunkteanzahl um den Wert 1 (von 0,5–1,25) verdeutlicht den Grad der Vulnerabilität der ungesättigten Zone. Es gilt wiederum, je größer der Wert, desto geringer die Vulnerabilität.

Die Art der Infiltration (A) stellt den nächsten Bewertungsparameter der Infiltration dar. Die höchste Vulnerabilität und folglich das niedrigste Rating (Tab. 3) wird bei punktueller Infiltration vorgegeben, gefolgt von linearen Infiltrationsstellen mit ebenso einem Rating



Tab. 3: Berechnungstabelle für den Parameter „Art der Infiltration“ des Kernfaktors der Infiltration [I].
Assessment table of the parameter “kind of infiltration” of the core factor infiltration [I].

INFILTRATION [I] = UZ * A * GWN	
UZ:	Ungesättigte Zone
A:	Art der Infiltration
GWN:	Grundwasserneubildung

A: Art der Infiltration	
Kartierung	Punkte
flächenhaft	1,0
linear	0,8
punktuell	0,5

< 1, da es sich um eine konzentrierte Infiltrationsstelle handelt. Die meist überwiegende flächenhafte Infiltration verhält sich indifferent bezüglich der Vulnerabilität und bekommt deshalb den im Konzept neutralen Wert 1. Als dritten Parameter zur Bewertung des Kernfaktors der Infiltration wird die Grundwasserneubildung (GWN) charakterisiert. Tabelle 4 verdeutlicht Rating und Weighting der Grundwasserneubildung.

Ein hoher oberirdischer Rückhalt vermag die Infiltration zu verzögern und zeigt dadurch Bereiche mit geringerer Vulnerabilität an. Eine Generalisierung der drei addierten Parameter (A, B und C) ergibt die Punkteverteilung für die Grundwasserneubildung.

Auf Basis der Bewertung der ungesättigten Zone (UZ), der Art der Infiltration (A) und der Grundwasserneubildung (GWN) wird über das Produkt $UZ * A * GWN$ das gesamte Rating (Tab. 5) für den Kernfaktor [I] gewonnen.

Tab. 4: Berechnungstabellen des Parameters „Grundwasserneubildung“ (GWN) des Kernfaktors der Infiltration [I].
Assessment tables of the parameter “groundwater recharge” of the core factor infiltration [I].

INFILTRATION [I] = UZ * A * GWN	
UZ:	Ungesättigte Zone
A:	Art der Infiltration
GWN:	Grundwasserneubildung = (A + B + C)

A: oberirdischer Rückhalt	
	Punkte
hoch	1,2
mittel	1,0
gering	0,8

B: Quelldichte – Schüttung	
	Punkte
hoch – gering	1,2
Rest	1,0
gering – hoch	0,8

C: Speicherfunktion	
	Punkte
hoch	1,5
mittel	1,0
gering	0,5

Generalisierung	
Σ	Punkte
> 3,7	1,5
3,4–3,7	1,25
2,7–3,3	1,0
2,3–2,6	0,75
< 2,3	0,5



Tab. 5: Generalisierung des Rating für den Kernfaktor der Infiltration [I].
Generalisation of the rating of the core factor infiltration [I].

INFILTRATION [I] = UZ * A * GWN	
UZ: Ungesättigte Zone	
A: Art der Infiltration	
GWN: Grundwasserneubildung	

UZ	A	GWN	Generalisierung	
Punkte	Punkte	Punkte	Σ	Klasse
1,5		1,5	> 2,1	5
1,25	1,0	1,25	1,7–2,1	4
1	0,8	1	1,25–1,7	3
0,75	0,5	0,75	0,75–1,25	2
0,5		0,5	< 0,75	1

Theoretische Berechnung des Kernfaktors Exfiltration [E]

Zu den Bewertungsparametern des Kernfaktors Exfiltration [E] zählen die Schwankungsbreite des Ganglinienverlaufes von Quellparametern, der Auslaufkoeffizient und die Bestimmung der mittleren Verweilzeit des Wassers im Untergrund (Tab. 6).

Zur Auswertung des Ganglinienverlaufes eignen sich die elektrische Leitfähigkeit und die Wassertemperatur als einfach zu ermittelnde Geländeparameter. Dazu wird der Variationskoeffizient (V) berechnet. Je niedriger der Wert V, desto geringer reaktiv ist das System bezüglich eines Inputs.

Tab. 6: Berechnungstabellen des Kernfaktors Exfiltration [E]. V(LF) – Variationskoeffizient bei der Ganglinie der elektrischen Leitfähigkeit; MAILLET's Auslaufkoeffizient α in 1/[d].
Assessment tables of the core factor exfiltration [E]. V(LF) – variation coefficient of the electrical conductivity's time variation curve; MAILLET's coefficient α in 1/[d].

EXFILTRATION [E] = A * B * C			
A: Ganglinienverlauf		B: α-Wert (MAILLET)	
[V(LF) in %]	Punkte	[d ⁻¹ * 10 ⁻²]	Punkte
< 5	1,2	< 2	1,2
5–10	1,1	2–3	1,1
10–15	1,0	3–4	1,0
15–20	0,9	4–5	0,9
> 20	0,8	> 5	0,8
C: Verweilzeit		Generalisierung	
[a]	Punkte	Σ (gesamt)	Punkte
< 5	1,2	> 1,51	1,5
2–5	1,1	1,21–1,5	1,25
1–2	1,0	0,82–1,2	1,0
1/12–1	0,9	0,61–0,81	0,75
> 1/12	0,8	< 0,6	0,5

Tab. 7: Gesamtbewertung der Vulnerabilität. Das Ergebnis der [I]-Klasse kann abhängig von der Summe aus Input [P] und Exfiltration [E] um bis zu zwei Δ -Klassen verschoben werden und führt zum Gesamtergebnis der Vulnerabilität.
 Overall assessment of vulnerability. The result of [I] class can be changed in maximum for two Δ -classes depending on the sum of input [P] and exfiltration [E] leading to the total result of the vulnerability.

Vulnerabilität = [I]-Klasse + Δ -Klasse						
Infiltration [I]		Input [P]			Exfiltration [E]	
Klasse		Punkte			Punkte	
5	sehr gering	1,5			1,5	
4	gering	1,25	+		1,25	
3	mittel	1,0			1,0	
2	hoch	0,75			0,75	
1	sehr hoch	0,5			0,5	
Gesamtergebnis: Σ ([P] + [E])						
Δ -Klasse	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3	Klasse 4	Klasse 5	
+2	3,0					
+1	2,5–2,75	> 2,5	> 2,75	3,0		
0	< 2,25	1,25–2,25	1,5–2,5	1,75–2,75	> 1,75	
-1		1,0	< 1,25	< 1,5	1,25–1,5	
-2					1,0	

Im Fall eines konstanten Verlaufes der Quellparameter wird dem Gesamtsystem eine geringe Vulnerabilität beigemessen. Im umgekehrten Fall weist eine Ganglinie mit großer Schwankungsbreite z. B. der elektrischen Leitfähigkeit auf Verdünnungseffekte im Aquifer hin. Eine stark schwankende Ganglinie der Wassertemperatur induziert eine oberflächennahe Zirkulation des Wassers. Diese Zirkulation kann auf seicht liegende Fließvorgänge kurz vor dem Quellaustritt beschränkt sein und betrifft möglicherweise nicht das gesamte Einzugsgebiet einer Quelle. Aus diesem Grund wird der Parameter der elektrischen Leitfähigkeit als erstes Indiz für die Bewertung des Systems herangezogen.

Der Auslaufkoeffizient drückt die Speicherdynamik des Gesamtsystems aus. Ein hoher Wert α (nach E. MAILLET, 1905) signalisiert eine schlechte Wasserspeicherung im Einzugsgebiet, hingegen weist ein niedriger Wert auf ein langsames Auslaufen des Reservoirs hin. Folglich ist ein gutes Speichervermögen im Einzugsgebiet (mit niedrigem α -Wert) mit einer niedrigeren Vulnerabilität gleichzusetzen.

Die Bestimmung der Verweilzeit validiert als berechnetes mittleres Wasseralter im Aquifer die Ergebnisse der Infiltration. Die Berechnungen basieren auf Bestimmungen von Tritium (^3H) und anderer Umweltisotope (^{18}O). Dem Grundprinzip der Vulnerabilität folgend verdeutlicht eine lange Verweilzeit des Wassers im Einzugsgebiet eine geringe Vulnerabilität des Untergrundes.

Die drei Bewertungsergebnisse (Ganglinienverlauf, Auslaufkoeffizient und Verweilzeit) werden miteinander multipliziert und das Ergebnis generalisiert. Abermals ist eine Flexibilität im Konzept dadurch gegeben, dass der Wert 1 genommen wird, wenn nicht alle Parameter zu ermitteln sind.

Gesamtbewertung der Vulnerabilität

Das Gesamtergebnis der Bewertung der Vulnerabilität wird durch den Kernfaktor Infiltration [I] erzielt. Dieser kann sich noch um bis zu zwei Klassen auf oder ab über die beiden anderen Kernfaktoren Input [P] und Exfiltration [E] verschieben. Das Ausmaß der Verschiebung hängt von der Ausgangsklasse ([I]-Klasse) ab. Jede Ausgangsklasse wird individuell betrachtet.

Nach Addition der Punkte der Kernfaktoren [P] und [E] fällt die Summe in eine im Punkteschema vorgegebene Δ -Klasse (Tab. 7). So können sich die extremen Klassen 1 und 5 um eine bis zwei Δ -Klassen ändern, die mittleren [I]-Klassen 2, 3 und 4 um maximal eine Δ -Klasse.

Dieses Bewertungsschema verdeutlicht die größte Gewichtung auf dem Kernfaktor [I]. Dieser wird in vielen Untersuchungsgebieten auch am umfangreichsten zu beschreiben sein.

In der Tab. 7 sind das Gesamtergebnis und die Unterteilung in fünf Vulnerabilitätsklassen numerisch von Klasse 1 bis Klasse 5 angeführt. In der Vulnerabilitätskarte werden die fünf Klassen in verschiedenen Farbabstufungen dargestellt.

3. Das Testgebiet im Überblick

3.1. Geographische Aspekte

3.1.1. Geographische Lage

Das Testgebiet am Nassfeld in Kärnten liegt in den zentralen Karnischen Alpen an der Grenze zu Italien. Es umfasst das Karstmassiv vom Trogkofel bis zum Zweikofel. Das Quadrat markiert das Testgebiet und zeigt seine Lage im Einzugsgebiet des Rudnigbaches als westlichen Zubringer des Oselitzenbaches (Fig. 3).

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass alle in der Arbeit vorkommenden Lokalbezeichnungen sowie die Bezeichnung der kartierten Objekte (Quellen, Abflussmessstellen und Testflächen etc.) der ÖK 25V Blatt Nr. 198 Weissbriach (BEV, 1992) bzw. der Beilage am Buchrücken zu entnehmen sind. Die im Text zitierten Tafeln I–IV sind am Ende des Artikels (S. 165–169) eingebunden.

3.1.2. Topographie, Klima und Landnutzung

Topographie im Testgebiet

Die Topographie des Testgebietes wurde über das digitale Höhenmodell des Österreichischen Bundesamtes für Eich- und Vermessungswesen (BEV, 1998) in Form von morphometrischen Kenndaten charakterisiert. Diese stellen neben den Klima- und Abflussdaten die Grundlage für die Wasserbilanzierung im Kap. 4.2.4. dar.

So wurden nach Digitalisieren der oberirdischen Teileinzugsgebiete als Kenndaten die wahre und projizierte Einzugsgebietsfläche, die mittlere und maximale Höhe und die mittlere und maximale Neigung berechnet. Das Testgebiet weist eine Gesamtgröße von 8,1 km² auf. Es liegt in einer Seehöhe zwischen 1120 m und 2280 m. Die mittlere Seehöhe beträgt ca. 1670 m. Die mittlere Neigung wurde auf 29° berechnet.

Klima am Nassfeld

Der jährliche Niederschlag in der mittleren Höhe des Testgebietes wird auf über 2250 mm/a berechnet, die mittlere Lufttemperatur liegt bei 3,6° C. Die Schneedecke dauert im Mittel 193 d/a an.

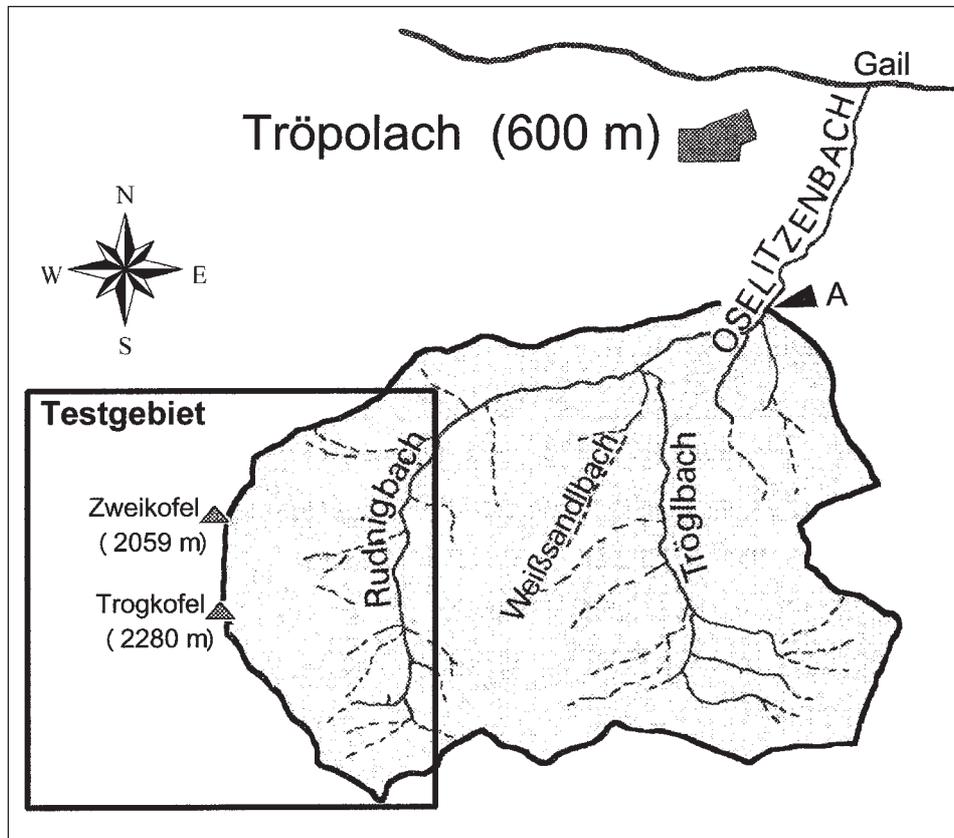


Fig. 3: Die Umrahmung des Testgebietes im Einzugsgebiet des Oselitzenbaches mit seinen drei Hauptzubringern Rudnigbach, Weißsandlbach und Tröglbach (Grafik verändert nach E. LANG, 1997; ohne Maßstab). A – Basispegel Oselitzenbach.
 Delineation of the test site within the catchment area of Oselitzenbach including its three main tributaries, Rudnigbach, Weißsandlbach and Tröglbach (figure after E. LANG, 1997, modified; not to scale). A – reference gage Oselitzenbach.

In der Literatur wird der Einfluss mediterraner Wetterlagen auf die Niederschlagsverhältnisse in den Karnischen Alpen bzw. im Gailtal mehrfach (H. WAKONOGG, 1968, H. ZOJER, 1975, H. P. LEDITZKY et al., 1982) beschrieben. Es wird dabei wiederholt auf die Südströmung hingewiesen, die sich am Hauptkamm der Karnischen Alpen staut und dadurch den Niederschlagsreichtum begründet. Die Niederschlagsbringer werden vom mediterranen Raum an den Karnischen Hauptkamm herangeführt, ihre Ausläufer erreichen vornehmlich über Einsattelungen (z. B. Plöckenpass, Nassfeld) das Gailtal. So fallen die höchsten Niederschläge in den Karnischen Alpen im Bereich des Plöckenpasses und des Nassfeldes, weiter gegen E nehmen sie deutlich ab.

Landnutzung im Testgebiet

Die unterschiedliche Landnutzung im Testgebiet wurde über eine Satellitenbilddauswertung gewonnen (W. POLTNIG et al., 2001). Die Ergebnisse wurden in einer Landnutzungskarte dargestellt und in der Wasserbilanz weiterverarbeitet.

In der Karte von W. POLTNIK et al. (2001) wurden insgesamt acht unterschiedliche Landnutzungsarten ausgewiesen: Wald, Wiese, Almweide, niedrige Vegetation mit felsigem Untergrund, niedrige Vegetation, keine Vegetation, Geröll/Schutt und Fels. Die Landnutzungskarte wurde GIS-unterstützt mit den digitalisierten Begrenzungen der oberirdischen Teileinzugsgebiete verschnitten.

Durch diese Verschneidung konnten die Flächenanteile mit gleicher Landnutzung für das jeweilige Teileinzugsgebiet berechnet werden. Im gesamten Testgebiet ist der Flächenanteil mit Wald zu 45 %, die niedrige Vegetation zu 25 %, die Almweide zu 13 %, Felsflächen zu 6 % und Schipisten zu ca. 4 % vertreten. Die restlichen Flächen werden von Geröll und Schutt eingenommen bzw. sind vegetationslos.

3.1.3. Tourismus im Hochgebirge und Wasserbedarf am Nassfeld

Aufwärtstrend im Wintertourismus großer Schigebiete

Die STATISTIK AUSTRIA (2003) und die Stadtgemeinde Hermagor-Preseggsee (mündl. Auskunft Herr W. ZERZA, Tourismusbüro) belegen einen starken Aufwärtstrend im Wintertourismus in den letzten 20 Jahren in Österreich und analog in der (Schi-)Region Nassfeld-Hermagor. In einem Österreich-Ranking der Wintertourismusorte liegt die Region Hermagor-Preseggsee zurzeit an 25. Stelle.

Der Wintertourismus tendiert in Österreich zu einem Ausbau weniger Schigebiete, die jedoch größer dimensioniert werden und durch eine verbesserte Infrastruktur weiträumiger genutzt werden können. Die Produktion von Kunstschnee „garantiert“ auch in niederschlagsarmen Wintermonaten kilometerlange, schneebedeckte Schipisten. Als Beispiel sei hier das Bundesland Salzburg angeführt, wo sich die künstlich beschneite Fläche in den letzten fünf Jahren von 604 ha auf 1205 ha verdoppelt hat (J. MESSNER, 2003).

Das Nassfeld entwickelt sich in vergleichbarer Weise. Eine erste „Minibeschneiungsanlage“ wurde 1986 für die Tröglbahnabfahrt eingesetzt. Nach fortwährender Erweiterung der Pisten und Schilifte wurde das Nassfeld bis dato zum größten Schigebiet Kärntens mit 101 Pistenkilometern, 30 Aufstiegshilfen mit einer Kapazität von 39 000 Personen pro Stunde und der zurzeit längsten Seilbahn der Alpen. In aktuellen Projekten am Nassfeld werden neue Pisten und Lifte geplant und demnächst fertig gestellt.

In der Schiregion Nassfeld-Hermagor wird das touristische Wirtschaftsjahr bezüglich Nächtigungszahlen zu ca. 80 % vom Wintertourismus getragen, nur ca. 20 % fallen auf den Sommertourismus. Die Zahl der Nächtigungen im Talbereich hat sich seit 1980 vervierfacht. Seit der Inbetriebnahme der Seilbahn „Millenium-Express“ im Jahr 2000, die von der Ortschaft Tröpolach auf die Madritschen (1919 m) führt, haben sich die Nächtigungen im Talbereich um ca. 10 % gesteigert. Erweiterungen für größere Kapazitäten an Betten sind geplant. Diese Entwicklung wird sich fortsetzen, zumal die Schigebiete erweitert und neue Aufstiegshilfen gebaut werden und die Wintersaison durch den Kunstschnee – wenn die Lufttemperatur die Schneeerzeugung zulässt – gesichert und verlängert wird.

Wasserbedarf im Hochgebirge am Nassfeld

Im selben Ausmaß wie die Expansion des Schigebietes steigt auch der Wasserbedarf für Trink- und Nutzwasser im Hochgebirge an. Für die Ortschaften Nassfeld und Sonnlaitn wird der derzeitige Wasserbedarf für Trink- und Nutzwasser mit 40 000–50 000 m³/a angegeben. Etwa zwei Drittel davon werden im Winter verbraucht. Der gesamte Wasserbedarf wird ausschließlich über gefasste Quellen aus dem Einzugsgebiet (EZG) Sonnenalpe Nassfeld (Lage außerhalb des Testgebietes) und dem EZG Zuckerhütlquelle (A_Zuckerhütl) gedeckt.

Für die Produktion von Kunstschnee wird zusätzlich die 10- bis 20-fache Wassermenge verbraucht. In den Schisaisonen innerhalb des Untersuchungszeitraumes betrug die Wassermenge für Kunstschnee zwischen 480 000 m³ und 950 000 m³/a. Der benötigte Wasserverbrauch für die Kunstschneeproduktion unterliegt einem koordinierten Wassermanagement der Nassfeld-Touristik Ges.m.b.H. Für die Wintersaison 1999/2000, 2000/01 bzw. 2001/02 wurde der Wasserbedarf für die Schneeproduktion zu 30–50 % durch „Talwasser“ aus dem Cerimbach (westlich von Tröpolach) gedeckt. Über ein Leitungsnetz wird das Wasser zu den Speicherteichen im Testgebiet (Tröpolacher-Alm-Teich, Rudnigteich, Bachsperre Trögl) gepumpt. Bei Wasserüberschuss wird Wasser an den Rudnigbach abgegeben. Bei einem Wasserdefizit wird Bachwasser des Rudnigbaches zum Speicherteich zurückgepumpt. Für eine Rekonstruktion des Wassermanagements wurden den Autoren seitens der Nassfeld-Touristik Ges.m.b.H. detaillierte Aufzeichnungen zum lokalen Wasserverbrauch übermittelt.

Die Almhütten am Nassfeld werden über Einzelversorgungsanlagen (gefasste Quellen) mit Wasser versorgt. Die benötigte Wassermenge pro Jahr wurde nicht quantifiziert. Ein größeres Augenmerk wurde der Wasserqualität der Quellen für die Almhütten beigemessen. So wurden gefasste Quellen innerhalb des Testgebietes (z. B. Do 7 als Einzelversorgungsanlage für die Tröpolacher Alm und Ru 30 für die Rudnigalm) zur Überprüfung einer etwaigen anthropogenen Beeinflussung ins Dauerbeobachtungsprogramm aufgenommen.

Die Wasserversorgung und Abwasserentsorgung der Karnischen Region passt sich dem Ausbau des Schigebietes an. Zurzeit der Forschungstätigkeit am Nassfeld wurde gerade ein Hochbehälter errichtet und ein Abwasserkanal von der Rudnigalm ins Tal verlegt.

3.2. Geologie und Tektonik

3.2.1. Geologische Einheiten und Stratigraphie

Die geologische Erforschungsgeschichte der Karnischen Alpen wird von F. HERITSCH (1936) eingehend behandelt und reicht bis in die Mitte des 19. Jahrhunderts zurück.

Zahlreiche Forschungsergebnisse aus dem Gebiet Nassfeld zum geologischen Aufbau, zur Stratigraphie und Tektonik sowie Bearbeitungen von geologischen Kartierungen dokumentieren F. KAHLER & S. PREY (1963) ausführlich. Jüngere Forschungsergebnisse zur regionalen Geologie publiziert F. NEUBAUER (1991).

Die Karnischen Alpen gehören geologisch zu den Südalpen, die durch die Gailtalstörung oder Periadriatische Naht von den Ostalpen getrennt werden. Das Südalpin besteht aus einem variszischen Grundgebirge, das sich längs der Periadriatischen Naht erstreckt, und einem Deckgebirge mit einer Schichtfolge von Oberkarbon bis ins Jungtertiär. Grundgebirge und Deckgebirge weisen eine südgerichtete Tektonik auf. Daher sind im N Grundgebirge und älteste Deckgebirgssedimente, im S jüngere Deckgebirgssedimente aufgeschlossen (F. NEUBAUER, 1991).

Im Testgebiet am Nassfeld lassen sich folgende stratigraphische Einheiten unterscheiden:

- Hochwipfel Formation (Unterkarbon),
- Auernig Formation (Oberkarbon),
- Untere Pseudoschwagerinen Formation (Unterperm),
- Grenzland Formation (Unterperm),
- Obere Pseudoschwagerinen Formation (Unterperm),
- Trogkofelkalke (Mittelperm).

Das Testgebiet um den Trogkofel und Zweikofel baut sich geologisch aus paläozoischen Schichten auf, deren älteste Einheiten der Hochwipfel Formation (Unterkarbon) zugeordnet werden. Diese reichen vom (namensgebenden) Hochwipfel (2189 m) als kalkfreie, vorwiegend dunkelgraue Schiefer in einem einheitlichen Gesteinsverband in die nördlichsten Bereiche des Testgebietes (Lubenhochwald) hinein und lassen sich weiter östlich bis zum Schwarzwipfel verfolgen. Oft sind die Schiefer feinschichtig hellgrau und dunkel- bis schwarzgrau gebändert oder dunkle Tonschieferlagen wechsellagern mit dünnen grünlichgrauen feinsandigen Lagen (F. KAHLER & S. PREY, 1963). Die Hochwipfel Formation stellt die Flyschablagerung der variszischen Orogenese dar.

Auf die Hochwipfelschichten folgen die Molasseablagerungen der Auernig Formation (Oberkarbon). Diese bestehen aus einem vielfachen Wechsel von meist glimmerreichen Schiefern und Sandsteinen mit Einlagerungen von Quarzkonglomeraten. In F. KAHLER & S. PREY (1963) auch als Auernigschichten zusammengefasst, transgredierte sie über älteres Gebirge mit variszischem Bau und sind später alpidischen Störungen unterworfen gewesen.

Am südlichen Rand des Testgebietes treten die Auernigschichten als dunkle Sand-Siltsteine mit Einschaltungen von Quarzkonglomeraten (beim Rudnigsattellift) auf. Im N des Testgebietes bei der Tröpolacher Alm liegen sie diskordant über steil geschieferte Hochwipfelschichten. In diesem Bereich sind sie als mittel- bis dunkelgraue Sandsteine, die teilweise in Lydit-Schieferbreccien übergehen, aufgeschlossen. Stellenweise sind Gesteine der Auernig Formation als Quarzkonglomerate entlang des Rudnigbaches in einer Seehöhe zwischen 1500 m und 1600 m aufgeschlossen.

Die postvariszischen Ablagerungen im Testgebiet werden am besten über ein Längsprofil (Tafel I, verändert nach F. KAHLER & S. PREY, 1963) veranschaulicht. Figur 4 zeigt das Testgebiet aus der Westansicht.



Fig. 4: N-S-Erstreckung des Testgebietes mit Blick von W (Foto: G. CICHOCKI).
N-S-extension of the test site viewed from W (photo: G. CICHOCKI).

Die einzelnen Gesteinsverbände des Perm liegen mehr oder minder söhlig vor, beginnend mit der Einheit der Unteren Pseudoschwagerinen Formation (Unterperm). In der Regel gehören dazu dunkelgraue Kalke mit heller Verwitterungsfarbe, die meist nicht sehr gut gebankt sind. Stellenweise besteht Neigung zu Dolomitierungen und Verkiesselungen; die Letzteren sind am besten als Hornsteinknollen anzusprechen (F. HERITSCH & H. HERITSCH, 1941).

Die Mächtigkeit der Unteren Pseudoschwagerinen Formation schwankt sehr und wird nördlich vom Trogkofel mit etwa 100 m angegeben (F. KAHLER & S. PREY, 1963).

Die Grenzland Formation (Unterperm) ist den Kalken der Unteren Pseudoschwagerinen Formation aufgelagert. Die Schichtenfolge gleicht vollkommen jener des Oberkarbons. Der „Auerngrhythmus“ mit seinem vielfältigen Wechsel von Schiefen und Sandsteinen mit Kalken und Konglomeratbänken kehrt wieder. Im Testgebiet sind glimmerige Tonschiefer, häufig glimmerige Sandsteine und Konglomeratbänke aufgeschlossen. F. KAHLER & S. PREY (1963) geben die Mächtigkeit der Grenzland Formation etwa mit 70–80 m an.

Über der Grenzland Formation liegen dunkelgraue bis schwärzliche, meist dünn gebankte Kalke der Oberen Pseudoschwagerinen Formation (Unterperm), die relativ dunkel anwittern (F. KAHLER & S. PREY, 1963). Zwischen den Bänken sind öfters Tonzwischenlagen zu beobachten. Fossilgrus, vor allem *Echinodermen*-Grus ist häufig. Die Mächtigkeit wird im Standardprofil am Zottachkopf (westlich Trogkofel) mit etwa 70 m angeführt. Schöne Aufschlüsse von Oberen Pseudoschwagerinenkalken bieten vor allem der Kamm des Zweikofels, das westliche Trogkofelkar und der Bereich westlich der Rudnigalm.

Die dunkelgrau gebankten Oberen Pseudoschwagerinenkalken gehen nach oben in die massigen Trogkofelkalken (Mittelperm) über. Die Kalke sind hellgrau bis blassgrau, es treten auch weißlich-gelbliche-rosa Farbtöne auf. Der massive Kalk ist meist grob zerklüftet. Ziemlich häufig wurde der Kalk von einer unregelmäßigen und sehr diffusen Dolomitierung mit Veränderungen des Feingefüges und starker Zerstörung der Fossilien ergriffen (K. O. FELSER & F. KAHLER, 1956). Dabei wurde das Gestein engklüftiger und brüchiger. Die Mächtigkeit des Trogkofelkalkes beträgt im Bereich des Felsgipfels am Trogkofel etwa 400 m (F. KAHLER & S. PREY, 1963).

3.2.2. Quartäre Ablagerungen und Geomorphologie

Zu den landschaftsformenden Elementen im Quartär zählen am Nassfeld Ablagerungen von Moränen, (Hang-)Schuttbildungen und in Blockwerk aufgelöste Gesteinsmassen und das Alluvium der Wildbäche. Sie alle haben zur rezenten Geomorphologie beigetragen und bestimmen die hydrogeologischen Verhältnisse entscheidend mit.

Die Moränen in den Karnischen Alpen werden dem hochwürmzeitlichen Gailgletscher und späteiszeitlichen Lokalgletschern zugeordnet (R. VON SRBIK, 1936).

Die Moränen des hocheiszeitlichen Gailgletschers sind häufig sandig-lehmige Grundmoränen mit viel gerundetem Schuttmaterial. Das Geröllmaterial ist je nach den Einzugsgebieten verschieden (F. KAHLER & S. PREY, 1963). Sie liegen zumeist auf den Verbnungsflächen auf 700–1400 m. Sie sind etwas nördlich des Testgebietes am Tomritsch, auf der Schlanitzen und auf einem Rücken im N des Doberbachgrabens aufgeschlossen.

Die Moränen der Lokalgletscher sind auf die Seitentäler und Kare beschränkt. Ein wesentliches Merkmal ist der größere Anteil an nicht oder schlecht gerundetem Blockschutt, oft auch mit Riesenblöcken, die sich nur schwer von Bergstürzen unterscheiden



lassen (F. KAHLER & S. PREY, 1963). Das Material der Moränen ist je nach Einzugsgebiet verschieden. So sind in den Lokalmoränen aus den Karen des Trogkofels die Trogkofelkalke dominierend vertreten. Moränen dieser Lokalglotcher bedecken die Westflanke des Rudnigbaches bis zur Rudnigalm (1622 m) bzw. zur Tröpolacher Alm (1658 m). Die Flanken des Doerbaches und des Lubenbaches sind bis zu ihrem Ursprung von Moränen gesäumt. Im Bereich westlich des Lubenbaches ist neben den Gletscherablagerungen grober Blockschutt in Metergröße enthalten.

Gesteinsverbände, die infolge ihrer Bankung und Klüftung auseinanderfallen, bilden in Blockwerk aufgelöste Gesteinsmassen. Sie haben ihre Hauptverbreitungsgebiete im Testgebiet in den Schichten der Hochwipfel Formation – im EZG Lubenhochwald und EZG Schwarzwandbach (A_SW).

Blockwerk, das von Bergsturzmassen des Trogkofel-Zweikofel-Kammes stammt, bildet grobblockige Schutthalden östlich und westlich der Gebirgskette. Dieser Blockschutt geht hangaufwärts in Schuttfächer bestehend aus kalkigem Material (vor allem Trogkofelkalke und Kalke der Oberen Pseudoschwagerinen Formation) mit kleinerem Durchmesser über.

Alluviale Ablagerungen in den Wildbächen enthalten alle Korngrößen, von feinklastisch bis zu groben Blöcken. Die Erosion schreitet in den Bächen am schnellsten voran, ausgelöst durch die häufigen starkregenbedingten Hochwässer am Nassfeld.

3.3. Hydrogeologie und Verkarstung

Als hydrogeologische Einheiten im Testgebiet können folgende Gesteinskomplexe mit abnehmender Durchlässigkeit unterschieden werden:

- stark geklüftete und verkarstete Kalke (Trogkofelkalk, Obere und Untere Pseudoschwagerinen Kalke),
- quartäre Ablagerungen (Blockschuttmassen, Schwemmschuttfächer, Seitenmoränen),
- Sand-Siltsteine, Quarzkonglomerate (Auernig Formation, Grenzland Formation),
- Tonschiefer (Hochwipfel Formation, Auernig Formation),
- quartäre Ablagerungen (Grundmoräne).

Der Trogkofelkalk zeigt auf seinem Plateau auf 2200–2280 m Seehöhe Karren, Dolinen und zahlreiche steil stehende Klüfte. Die Hauptkluftrichtungen sind N–S bzw. NW–SE orientiert. Entlang dieser Kluftrichtungen setzte eine verstärkte Verkarstung ein, die sich durch Bildung zahlreicher Dolinen ausdrückt. Durch die starke Klüftung und Verkarstung entwässert der Trogkofel vorwiegend unterirdisch. Ein zumindest kurzfristiges Abfließen von Niederschlagswasser auf den massigen Blöcken des Trogkofelkalkes kann angenommen werden. Die großen Blöcke von Trogkofelkalk zeigen Regenrillen, die der heutigen Lage entsprechen (F. KAHLER & S. PREY, 1963); ihre Bildung kann also frühestens nach dem Abschmelzen des letzten Eises begonnen haben. Die zahlreichen Klüfte und Dolinen lassen das Wasser leicht in den Hohlräumen des Trogkofelkalkes und der Oberen Pseudoschwagerinen Formation infiltrieren und über den stauenden Schichten der Grenzland Formation und der Moränen wieder austreten. Der Kontakt ist praktisch überall von Schutt und Moränen überdeckt. Ein Quellhorizont in einer Seehöhe um ca. 1600 m lässt sich um den Trogkofel-Zweikofel-Kamm kartieren (Ru 28, Ru 38–Ru 56, Ru 66–Ru 73, Do 7, Do 8, Do 22–Do 24, Do 33–38, Do 40; siehe Beilage). Viele Quellen werden als Karstquellen angesprochen, deren wahrer Quellaustritt durch Schutt verdeckt ist. Somit ist neben der Karstwasserdynamik auch die meist



oberflächennahe Zirkulation des Wassers im Schutt zu beachten. Die größte Karstquelle im Testgebiet ist die Quelle Do 40, die den Ursprung des Lubenbaches darstellt. Sie ist im Dauerbeobachtungsprogramm, wie auch die im Folgenden genannten Quellen, integriert. Quartäre Ablagerungen verhalten sich bezüglich der Wasserführung heterogen. Einerseits sind die Blockschuttmassen und Schuttfächer sehr durchlässig und bilden kleinräumig seicht liegende Aquifere. Beispiele dafür sind die Quellen Ru 56 und Do 33. Auf der anderen Seite fungieren Moränen mit einem großen Anteil an feinklastischem (tonig-siltigem) Material als Wasserstauer. So entspringt beispielsweise die Quelle Ru 40 einer kompakten Moräne.

Die Gesteine der Hochwipfel Formation, Auernig Formation und Grenzland Formation bilden vorwiegend wasserstauende Schichten. Einzugsgebiete mit vorherrschender Lithologie dieser Formationen sind durch eine große Anzahl von Quellen mit geringer Quellschüttung gekennzeichnet. Vereinzelt auftretende Quellen liegen im Lubenhochwald wie z. B. die Quelle Do 13, welche die hydrogeologische Einheit der gering durchlässigen Formationen im Dauerbeobachtungsprogramm repräsentiert.

4. Hydrologie des Testgebietes Nassfeld

4.1. Basispegel Oselitzenbach

Der Basispegel Oselitzenbach (Fig. 3) wurde als übergeordneter Vorfluter zum Rudnigbach zu Korrelationsanalysen herangezogen. Dadurch konnten Messlücken beim Pegel Rudnigbach (RU) und Lubenbach (LU) mit berechneten Werten durch Korrelation mit dem Basispegel geschlossen werden. Messlücken sind vorwiegend in den Wintermonaten durch die Vereisung des Gerinnes, die zu fehlerhaften Datenaufzeichnungen führte, verursacht worden.

4.2. Monitoring im Testgebiet

4.2.1. Ergebnisse der Dauerbeobachtung von Quellen

Die Ergebnisse der Exfiltration (Quelldauerbeobachtung) wurden herangezogen, um die Resultate der Infiltrationsbewertung im Konzept VURAAS zu validieren.

Die Schwankungsbreite von Quellparametern ist ein wesentlicher Bestandteil zur Beschreibung des Gesamtsystems über den Kernfaktor Exfiltration [E]. Eine geringe Schwankungsbreite verdeutlicht dabei eine geringe Vulnerabilität des Systems und umgekehrt zeigt eine große Schwankungsbreite ein schnell reaktives System mit höherer Vulnerabilität an.

Die Dauerbeobachtung der 15 ausgewählten Quellen (Do 7, Do 13, Do 33, Do 40, Ru 9, Ru 11, Ru 11b, Ru 28, Ru 30, Ru 30/2, Ru 40, Ru 56, Ru 66, Ru 73 und Ru 75), kartiert wurden ursprünglich 118, wurde grafisch (Fig. 5 beispielgebend für alle 15 Quellen) und statistisch (Fig. 6) ausgewertet.

Figur 5 zeigt den Ganglinienverlauf der Schüttung, Temperatur und elektrischen Leitfähigkeit der Quelle Ru 56. Die Amplituden der Ganglinie von Schüttung und Leitfähigkeit verlaufen entgegengesetzt. Diese konträren Schwankungen werden als Verdünnungseffekte des Quellwassers durch Niederschlagsereignisse interpretiert. Die Temperatur einer Quelle entspricht der mittleren Lufttemperatur der mittleren Höhe (H_{mitt}) des Einzugsgebietes. Die Temperaturlinie der Quelle Ru 56 verläuft in einer regelmäßigen

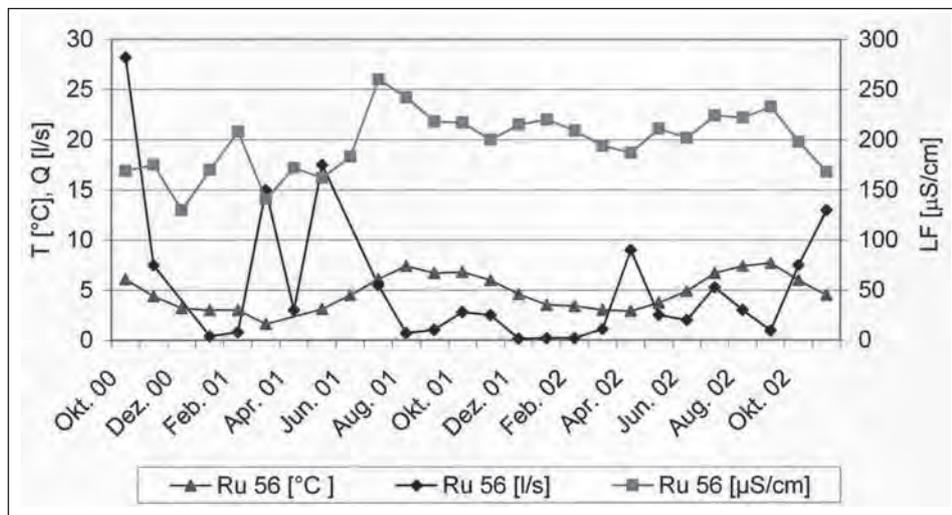


Fig. 5: Exempel eines Ganglinienverlaufes der Temperatur (T), Leitfähigkeit (LF) und Schüttung (Q) bei Quelle Ru 56.
 Example of the temporal variation of the temperature (T), electrical conductivity (LF) and discharge (Q) of the spring Ru 56.

Amplitude und spiegelt entweder den Jahresverlauf der Lufttemperatur von H_{mitt} des Einzugsgebietes wider oder zeigt an, dass die Quelle eine oberflächennahe Fließstrecke bis zur tatsächlichen Austrittsstelle zurücklegt und die Umgebungstemperatur der geringen Überdeckung annimmt. Die großen Areale von Blockschutt im Einzugsgebiet lassen auf eine schnelle und seichtliegende Zirkulation schließen. Analog wurden die weiteren Quellen der Dauerbeobachtung ausgewertet.

Eine statistische Auswertung der Messwerte folgte der rein grafischen Darstellung, um die Variationsbreite als einfachstes Dispersionsmaß darzustellen. Als erster Schritt wurde die Variabilität (R) der Messwerte mit der Formel

$$R [\%] = (x_{\text{max}} - x_{\text{min}}) / x_{\text{mitt}} * 100$$

berechnet, mit

R Variabilität,
 x_{max} , x_{min} , x_{mitt} Maximum, Minimum, Mittelwert.

Eine bessere Vergleichbarkeit der Messwerte wurde mit dem Variationskoeffizienten (V) erzielt. V relativiert die Streuung auf den Mittelwert, so dass die Variabilität von Messwertreihen mit unterschiedlich großen Mittelwerten und bei wechselseitiger Abhängigkeit von Mittelwert und Streuung vergleichbar wird (M. POSPESCHILL, 1996). Die Formel zur Berechnung des V lautet

$$V = SD / x_{\text{mitt}}$$

mit

V Variationskoeffizient,
 SD Standardabweichung,
 x_{mitt} Mittelwert.

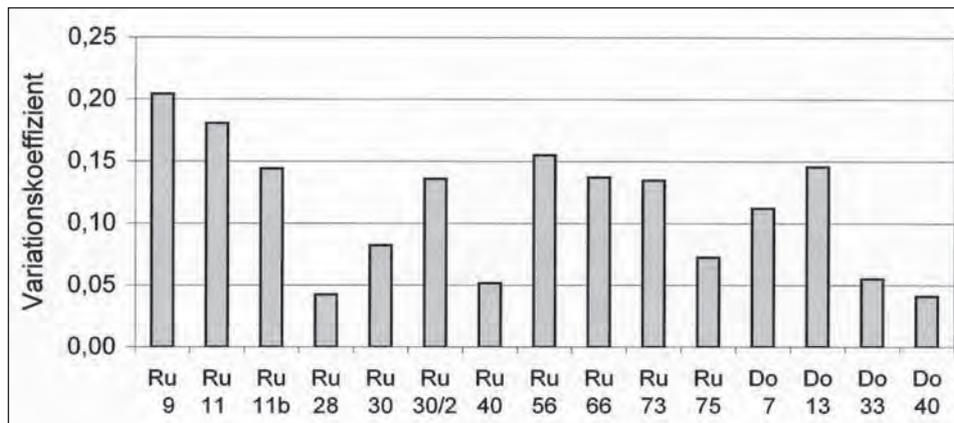


Fig. 6: Der Variationskoeffizient der elektrischen Leitfähigkeit der dauerbeobachteten Quellen.
Variation coefficient of the electrical conductivity of the observed springs.

Als Beispiel wird der Variationskoeffizient (V) der elektrischen Leitfähigkeit der 15 Quellen der Dauerbeobachtung dargestellt (Fig. 6).

Die geringste Schwankungsbreite ist bei den Karstquellen Ru 28 und Do 40 zu erkennen. Die Quelle Do 40 entwässert das Einzugsgebiet des Trogkofels, die Quelle Ru 28 einen namenlosen Karbonatkomplex im SE des Trogkofels. Die geringen Schwankungen deuten auf einen großen Speicher mit einer sehr guten Durchmischung des Aquifers hin.

Einen niedrigen Variationskoeffizienten weisen auch die Quellen Ru 40 und Do 33 auf. Die Quelle Ru 40 entspringt einer Moräne, Do 33 ist als Blockschuttquelle klassifiziert. Die mittlere Höhe der Einzugsgebiete beider Quellen wird über die Auswertung der Umweltisotope berechnet.

Die Quellen Ru 9, Ru 11 und Ru 11b werden als seichtgründige Quelle mit einer geringen Maximalschüttung (4–4,5 l/s) und einem kleinen Einzugsgebiet eingestuft. In ähnlicher Weise wird auch der Quelle Ru 73 ein kleines seichtliegendes Einzugsgebiet zugeordnet. Die übrigen Quellen Do 7, Do 13, Ru 30, Ru 30/2, Ru 56, Ru 66 und Ru 75 weisen einen Variationskoeffizienten zwischen 8 und 14 % auf und liegen damit im Mittelfeld. Somit sind keine aussagekräftigen Interpretationen zur Speicherfähigkeit im Einzugsgebiet möglich.

4.2.2. Ergebnisse der Dauerbeobachtung von Oberflächengerinnen

Die Dauerbeobachtung an Oberflächengerinnen wurde in Hinblick auf eine Wasserbilanz für die Teileinzugsgebiete Lubenbach (LU), Schwarzwandbach (A_SW), Pfarfenleitgraben (A_PF), A_RU 20–29, A_RU 30–33, A_RU 37–45, A_RU 46–48, A_RU 49–55, Tröpolacher Almbach (A_TRÖ) und Rudnigbach (RU) durchgeführt und ausgewertet. Ziel der Auswertungen war es, aus einer durchgehenden Datenreihe des Abflusses jeder Teileinzugsgebiete hydrologische Kennzahlen (MQ, MoMNQ) zu ermitteln und den Anteil an Oberflächenabfluss (Ao) für jedes Teileinzugsgebiet zu berechnen.

Dazu wurden zur Gewinnung von Basisdaten der Abfluss der Hauptgerinne aller Teileinzugsgebiete monatlich gemessen. Diese monatlichen Abflussmessungen wurden mit den Abflussdaten der beiden Pegelstationen, Lubenbach (LU) und Rudnigbach (RU), korreliert. Für die Korrelationen wurden vorwiegend lineare Regressionen gerechnet.

Anhand der Korrelationsgleichungen wurden mit den Tagesmittelwerten der Abflüsse der durchgehenden Abflussganglinie der Pegelstationen die Tagesmittelwerte der einzelnen Teileinzugsgebiete synthetisch hergestellt.

Die Abflussberechnungen der Teileinzugsgebiete bildeten die Grundlage zur Ermittlung hydrologischer Kennzahlen, die in der Wasserbilanzierung (Kap. 4.2.4.) weiterbearbeitet wurden.

Abflussganglinienseparation und linearer Speicher

Bei der Rezessionsanalyse für den Rudnigbach und Lubenbach wurde die Trockenwet-terlinie (TWL) für beide Gerinne konstruiert. Die Abflüsse wurden für das Erkennen von Knickpunkten in der Rezession semilogarithmisch dargestellt. Es folgte eine Auswertung nach einem linearen Speichermodell.

Eine Rezession des Lubenbaches im Juni 2002 wurde für die Konstruktion der TWL herangezogen. Ein Knick in dieser Auslaufkurve ist auch bei nicht logarithmischer Skalierung der Ordinate (Abfluss) erkennbar. Dieser Knickpunkt verdeutlicht den Übergang von einer schnelleren zu einer verzögerten Abflusskomponente. Bei dieser Rezession wird der Knickpunkt als Übergang vom Direktabfluss zum Zwischenabfluss gedeutet.

Für den Pegel Lubenbach wurden für den Untersuchungszeitraum 16 monoton fal-lende Rezessionen mit einer Mindestdauer von acht Tagen ermittelt. Beim Rudnigbach konnten lediglich sieben Rezessionen herausgefiltert werden. Die TWL für den Rudnig-bach und Lubenbach setzt sich jeweils aus drei Teilen verschiedener Rezessionen zusam-men. Die Rezessionsanalyse erlaubte eine Anpassung von drei Exponentialfunktionen. Somit konnten drei Komponenten voneinander unterschieden werden. Die langsamste Abflusskomponente des Rudnigbaches ergab einen α -Wert von $3,86 \cdot 10^{-2}$. Diese wird als Basisabfluss bezeichnet, auch wenn nicht sichergestellt werden konnte, ob es sich tatsächlich um reinen Grundwasserabfluss handelt. Beim Lubenbach wurde ein α -Wert des Basisabflusses von $6,89 \cdot 10^{-2}$ berechnet. Die Rezessionsparameter und Volumina am Pegel Rudnigbach und Lubenbach sind in Tab. 8 zusammengefasst.

4.2.3. Hydrologie der Teileinzugsgebiete

Ziel dieser Untersuchungen war es, die einzelnen Teileinzugsgebiete über die Abfluss-spende [$l/s \cdot km^2$] miteinander zu vergleichen und über die Auswertung Hinweise auf eine etwaige einzugsgebietsüberschreitende Entwässerung zu bekommen. Es wird somit geprüft, ob das oberirdische Einzugsgebiet mit dem unterirdischen übereinstimmt.

Abflusspenden der Teileinzugsgebiete im Vergleich

Die nach der Fläche normierten Abflüsse (Abflusspenden) sind durch einen deutli-chen Höheneffekt charakterisiert. Die Zunahme des Niederschlages mit der Seehöhe und die Abnahme der Lufttemperatur bewirken eine Zunahme der Grundwasserneubildungs-rate. Die geringere Verdunstung bei steigender Seehöhe bewirkt auch eine Abnahme der Isotopenkonzentration von ^{18}O . Somit stellen sowohl die Abflussspende als auch die Konzentration an ^{18}O einen natürlichen Tracer zu Charakterisierung der Höhenlage des Einzugsgebietsabflusses dar (J. FANK et al., 1993).

Die erste grafische Auswertung zur Abflussspende (q) war eine Korrelation mit der mittleren Seehöhe des Einzugsgebietes. Es wurde die Abflussspende bei Niederwasser (NQ) dargestellt (Fig. 7). Es zeigt sich eine erhöhte Spende im EZG A_RU 49–55, beim EZG Lubenbach (LU) und beim EZG Tröpolacher Bach (A_TRÖ). Im Diagramm (Fig. 7) lassen sich zwei Trends feststellen. Abflussmessstellen mit gleichem Trend wurden gruppiert.

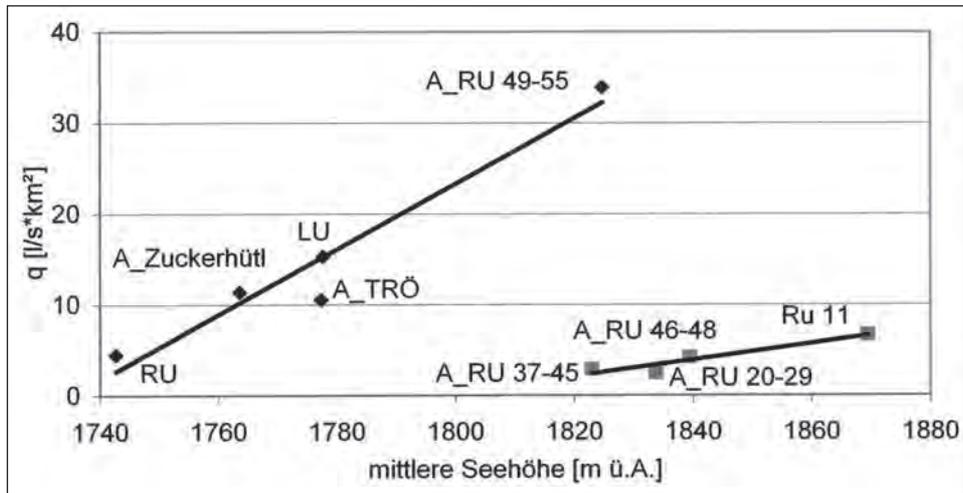


Fig. 7: Trend der Abflusspende zur mittleren Seehöhe bei Niederwasser (NQ), Einzugsgebiet oberirdisch.
Trend of discharge per unit area to mean altitude during low water condition (surface drainage area).

In der Wasserbilanz wurde die mittlere Größe der unterirdischen Einzugsgebiete aller Teileinzugsgebiete berechnet. Danach wurden die Abflusspenden bei Mittelwasser (Mq) auf Basis der unterirdischen Einzugsgebiete ermittelt und gegen die mittlere Seehöhe aufgetragen (Fig. 8). Die Abflusspenden-Seehöhen-Beziehung folgt einem linearen Trend und zeigt im Gegensatz zur Spendenberechnung mit den Flächen der oberirdischen Teileinzugsgebiete keine so starken Abweichungen von der Trendgerade.

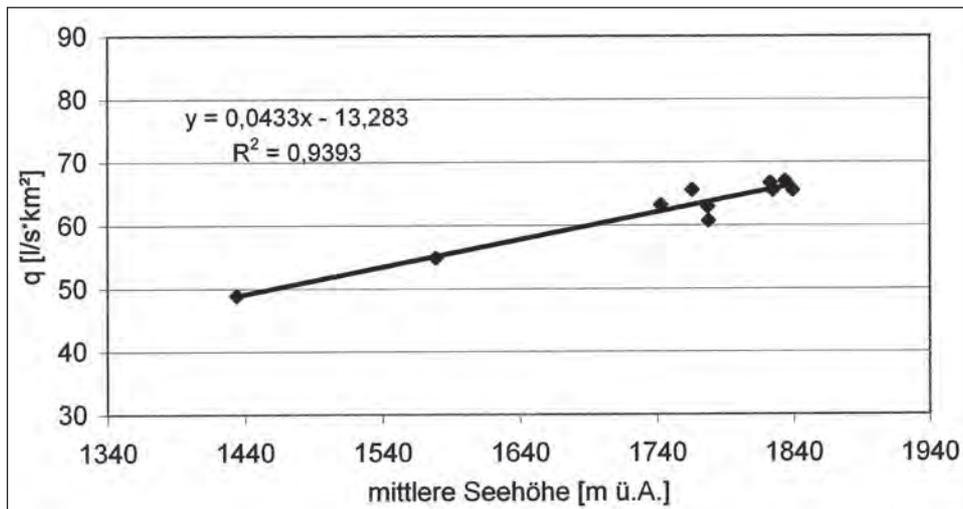


Fig. 8: Trend der Abflusspende zur mittleren Seehöhe bei Mittelwasser (Mq), Einzugsgebiet unterirdisch.
Trend of discharge per unit area to mean altitude during average water condition (subterrestrial catchment area).

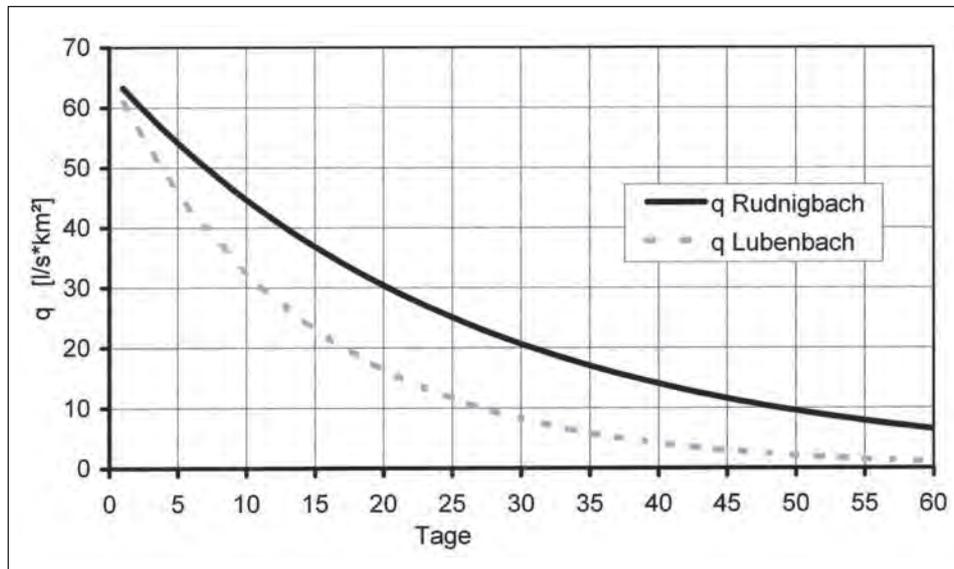


Fig. 9: Spendenauslaufkurve (q) des Rudnigbaches und Lubenbaches ab Mittelwasser (M_q) im Vergleich.
Recession curve of the discharge per unit area (q) of Rudnigbach and Lubenbach starting from average water.

Auf der Grundlage der Abflussspendenberechnung mit dem unterirdischen („wahren“) Einzugsgebiet wurde eine Spendenauslaufkurve des Rudnigbaches und Lubenbaches ab dem M_q konstruiert (Fig. 9). Sie vergleicht die Speichereigenschaften der beiden Einzugsgebiete miteinander. Der Auslauf folgt der Exponentialfunktion des Basisabflusses. Nach anfangs vergleichbarem M_q wird das schnellere Auslaufen des Grundwasserspeichers beim Lubenbach deutlich.

Aquiferkenngrößen der Einzugsgebiete Rudnigbach und Lubenbach

Zur Charakterisierung der Grundwasserdynamik und Speicherkapazität des EZG Rudnigbach (RU) und EZG Lubenbach (LU) wurden Aquiferkenngrößen berechnet und in Tab. 8 zusammengefasst.

Die langsamste Abflusskomponente wurde als Basisabfluss bezeichnet, obwohl nicht sichergestellt wurde, ob diese Komponente reinen Grundwasserabfluss repräsentiert. Das schnellere Auslaufen des Speichers des Lubenbaches drückt der größere Rezessionskoeffizient (α -Wert) von $6,89 \cdot 10^{-2} [\text{d}^{-1}]$ aus. Beim Rudnigbach wurde der α -Wert mit $3,86 \cdot 10^{-2} [\text{d}^{-1}]$ kalkuliert.

Im Rudnigbach wurde am Beginn der Rezession des Basisabflusses (Q_0) die Abflussmenge mit 91 l/s berechnet. Die Leerlaufzeit (T_L) am Rudnigbach wird ab dem Zeitpunkt Q_0 bis zu dem Grenzwert von 0,1 l/s mit 176 d (ab M_q 195 d) ermittelt, die hydrologische Halbwertszeit (T) beträgt dabei 18 d. Das bedeutet, dass zu Zeiten mit reinem Grundwasserabfluss ca. alle 2,5 Wochen die Schüttungsmenge auf die Hälfte abnimmt.

Das Q_0 am Lubenbach berechnet sich auf 48 l/s, seine Leerlaufzeit (T_L) ab Q_0 liegt bei 89 d (ab M_q 103 d) und die hydrologische Halbwertszeit (T) bei ca. 10 d.

Der Grundwasservorrat quasi als das Speichervolumen an frei abflussfähigem Wasser (V_{fa}) wird am Rudnigbach mit $2,03\text{E}+05 \text{ m}^3$, am Lubenbach mit $6,00\text{E}+04 \text{ m}^3$ bemessen.

Tab. 8: Aquiferkenngrößen der Einzugsgebiete Rudnigbach (RU) und Lubenbach (LU).
 Aquifer variables of the catchment areas Rudnigbach and Lubenbach.

Aquiferkenngrößen	RU	LU	Erläuterung
EZG unterirdisch	2,881	1,890	Einzugsgebietsfläche unterirdisch [km ²]
MQ	182	115	mittlerer Abfluss im Jahr 2002 [l/s]
M _q	63	61	mittlere Abflussspende 2002 [l/s * km ²]
α-Wert	3,86E-02	6,89E-02	Rezessionskoeffizient [d ⁻¹] (Basisabfluss)
r	0,966	0,997	Korrelationskoeffizient
Q _o	91	48	Beginn der Rezession des Basisabflusses (T=0) [l/s]
V _{fa}	2,03E+05	6,00E+04	frei abflussfähige Grundwassermenge [m ³] (Grundwasservorrat)
T _L ab MQ	195	103	Leerlaufzeit des Reservoirs [d] ab MQ (Grenzwert 0,1 l/s)
T _L ab Q _o	176	89	Leerlaufzeit des Reservoirs [d] ab Q _o (Grenzwert 0,1 l/s)
T	18,0	10,1	hydrologische Halbwertszeit [d]

4.2.4. Wasserbilanz für das Gesamtgebiet und für Teileinzugsgebiete

Die Wasserbilanz für alle Teileinzugsgebiete im Testgebiet bildet eine Grundvoraussetzung für die Beschreibung des Kernfaktors Input [I] des Konzeptes VURAAS. Die Grundlage für eine Bilanzierung in den Teileinzugsgebieten wurde durch eine Bilanz im Gesamtgebiet Nassfeld und durch die Ermittlung der morphometrischen und hydrologischen Kennwerte gelegt. Die Ergebnisse der Wasserbilanz für die Teileinzugsgebiete sind in Tab. 9 beispielhaft für das Jahr 2002 dargestellt. In vergleichbarer Weise wurde auch für 2001 eine Wasserbilanz aufgestellt und die ermittelten Werte des A_o (Bilanzberechnung) für die Weiterbearbeitung in VURAAS mit jenen von 2002 gemittelt.

Alle Berechnungen beziehen sich auf eine Jahresbilanz mit einer Datenbasis vom 1. Jänner bis 31. Dezember. Die durch etwaige Schneefälle des vorangegangenen Jahres verursachte Schneeretention wird somit im Bilanzjahr nicht berücksichtigt. Dafür wäre eine Bilanzierung des hydrologischen Jahres (vom November bis Oktober) zweckmäßiger. Die Untersuchungen zur Wasserbilanz im EZG Oselitzenbach (Fig. 3) dienen einerseits der Erstellung eines Niederschlags- und Temperaturgradienten für das Gesamtgebiet Nassfeld, andererseits wurde der Abflussfaktor und die Evapotranspiration einer langjährigen Messreihe auf Basis der langjährigen Mittel des Niederschlages und Abflusses (am Oselitzenbach) bestimmt. Die hydrologische Grundgleichung der Wasserbilanz

$$NS = A + V + (R - A)$$

wurde herangezogen, mit

NS Niederschlag,

A Abfluss,

V Verdunstung,

(R - A) Rückhalt bzw. Aufbrauch (durch Zu- bzw. Ableitungen).

Methodik zur Wasserbilanzierung der Teileinzugsgebiete

Die Bilanzierung umfasst folgende Schritte:

- Plausibilitätskontrolle der Niederschlags-, Abfluss- und morphometrischen Daten,
- Überprüfung von Zuleitungen und Ableitungen in und aus dem Testgebiet,
- Methodenvergleich zur Berechnung der Evapotranspiration im Hochgebirge,
- Erstellung eines Höhengradienten des Niederschlages und der Verdunstung,
- Berechnung von hydrologischen Kennzahlen auf Basis der Abflussdaten,
- Wasserbilanzierung für die 10 Teileinzugsgebiete für die Jahre 2001 und 2002.

Nach der Plausibilitätskontrolle der Basisdaten (meteorologische und Abflussdaten) wurden Zuleitungen in das bzw. Ableitungen aus dem Testgebiet auf ihre Relevanz überprüft. Die Erhebung machte deutlich, dass die Mengen an zugefügtem und entnommenem Wasser bei der Jahreswasserbilanz zu vernachlässigen sind.

Als nächstes wurden mehrere Methoden zur Berechnung der Evapotranspiration (ET) miteinander verglichen. Als Konsequenz dieser Gegenüberstellung wurde die Methode nach TURC für die ET-Berechnungen am Nassfeld gewählt, da sie die Verdunstung im Hochgebirge am wahrscheinlichsten erfasste. Sie stellt im Vergleich mit den anderen Methoden ein Mittelmaß an Verdunstungswerten im Hochgebirge dar, das sich sehr gut mit der Wasserbilanz unter Anwendung der Haushaltsgleichung ($V = NS - A$) der langjährigen Mittelwerte für das Gesamtgebiet am Nassfeld deckt. So hat die Wasserbilanz (als langjähriges Mittel) am Oselitzenbach eine ET in der mittleren Höhe (H_{mitt}) des EZG von 391 mm/a ergeben, die Berechnung nach TURC für annähernd den gleichen Zeitraum und H_{mitt} berechnete sich auf 381 mm/a. Die Höhengradienten der ET des Methodenvergleiches wurden in Fig. 10 dargestellt.

Auf der einen Seite erscheinen die ET-Werte nach HAUDE (in: B. HÖLTING, 1996) im Hochgebirge am Nassfeld zu gering. Auf der anderen Seite sind die Höhengradienten nach A. BAUMGARTNER & E. REICHEL (1983) und H. STEINHÄUSER (1969), zitiert in: A. BAUMGARTNER & H. J. LIEBSCHER (1996), etwas zu hoch.

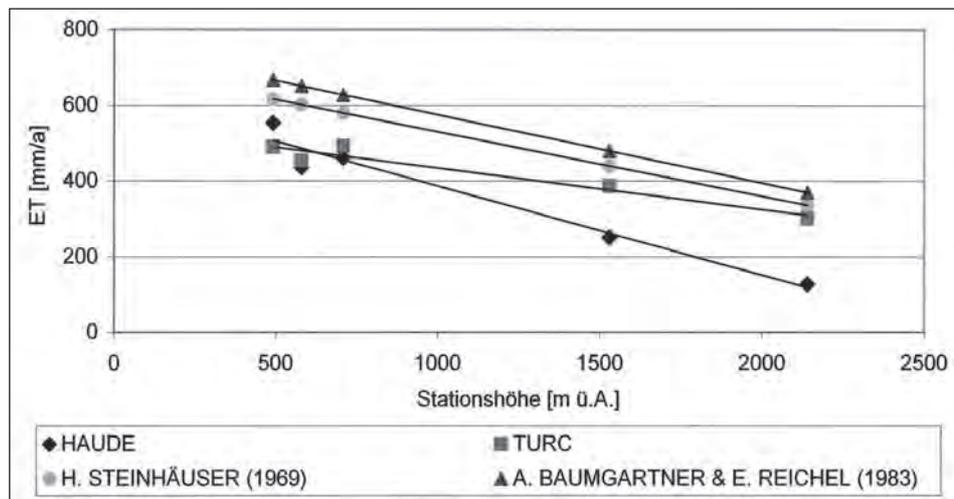


Fig. 10: Vergleich von Methoden zur Berechnung der Evapotranspiration (ET) für das Hochalpin am Nassfeld. Comparison of methods for the determination of the evapotranspiration (ET) for the high alpine area Nassfeld.

A. BAUMGARTNER & E. REICHEL (1983) ermittelten einen Höhengradienten von ET als Funktion der Seehöhe (H) und Lufttemperatur für einen Mittelwert der ET(H) in den Alpen, folgend der Beziehung:

$$ET(H) = 755 - 0,18 * H.$$

Für die Ostalpen erhielt H. STEINHÄUSER (1969) eine Regression für

$$ET(H) = 700 - 0,17 * H.$$

Die berechnete ET dieser beiden Höhengradienten liegt im Hochgebirge (ab 2000 m) in der Größenordnung der ET-Werte nach TURC (Fig. 10). Die ET-Berechnung mit der Methode nach THORNTHWAITE wurde für die höchste Station angewandt. Auch hier ergab sich eine gute Übereinstimmung mit den ET-Werten nach TURC.

Als Fazit wurde für das Nassfeld die Methode nach TURC für die ET-Berechnung herangezogen, die sich auf die Größen der Jahresniederschlagshöhe (NS) und das Jahresmittel der Lufttemperatur (LT) stützt.

Als nächster Arbeitsschritt wurde ein Höhengradient des Niederschlages und der Evapotranspiration aufgestellt. Dazu wurden die von der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) zur Verfügung gestellten Monatsmittelwerte für den NS und die LT von 1971 bis 1990 der Stationen Hermagor und Nassfeld verwendet.

Die Stationen Waidegg, Kötschach, Förolach und Feistritz/Gailtal wurden bewusst nicht in die Höhenbeziehung einbezogen, da sie von anderen Wetterströmungen beeinflusst werden als das Nassfeld.

Der Höhengradient für den Niederschlag und die Evapotranspiration (bezogen auf H_{mitt}) folgt einer linearen Funktion ($y = kx + d$) und ist Tab. 9/D zu entnehmen.

Nach der Ermittlung und Plausibilitätsüberprüfung der hydrologischen und morphometrischen Kennwerte (Tab. 9/A, B) wurde die Wasserbilanzberechnung für das Jahr 2001 und 2002 für die 10 Teileinzugsgebiete durchgeführt (Tab. 9/C).

Die Jahressumme des NS und der berechneten ET für 2001 und 2002 wurde in Bezug zum langjährigen Mittel gesetzt („[%] bez. Mittel“ in Tab. 9/E) und auf die mittlere Höhe (H_{mitt}) des EZG berechnet (NS H_{mitt} 2002). Damit wurde zum einen der Extremwert des NS im Jahr 2001 mit 1892 mm/a berücksichtigt, der nur 86 % vom langjährigen Mittelwert ausmachte. Zum anderen wurde der Wert für die ET 2002 mit 108 % vom langjährigen Mittel in der Wasserbilanz einkalkuliert („[%] bez. Mittel“ in Tab. 9/F).

Die Differenz des Niederschlages und der aktuellen Evapotranspiration (ETa) ergibt in der Bilanzberechnung die Abflusshöhe (hA ber [mm]). Der Quotient der Abflusshöhe [mm] und Niederschlagshöhe [mm] ergibt den Abflussfaktor [%].

Der Anteil des Oberflächenabflusses (Ao Bilanzberechnung [%]) wurde als Differenz des Abflussfaktors [%] und dem monatlichen mittleren Niedrigwasserabfluss (MoMnQ gem [%]) gewonnen. Das MoMnQ gem [%] stellt den prozentuellen Anteil des MoMnQ zum Mittelwasserabfluss (MQ) dar.

Ermittlung des Abflusskoeffizienten aus der Wasserbilanz

Der Anteil des Direktabflusses (Ao) am Gesamtabfluss (MQ) stellt den Abflusskoeffizienten [AK in %] aus der „Ao Bilanzberechnung“ des gesamten Teileinzugsgebietes dar. Dieser wurde aus der Wasserbilanzierung ermittelt und dem AK der Beregnungsversuche (Ao aus Beregnungsversuchen, Tab.9/C) gegenübergestellt (Fig. 49 in Kap. 6.2.3.).

In der Wasserbilanzierung wurde zunächst der Abflussfaktor berechnet. Der Abflussfaktor [%] ergibt sich aus dem NS abzüglich der ET und beinhaltet den Direktabfluss-

Tab. 9: Wasserbilanz in Teilinzugsgebieten für das Untersuchungsjahr 2002. Gruppierung in A: morphometrische Daten, B: hydrologische Kennwerte, C: Bilanzberechnung, D: Höhenbeziehung, E: Korrekturfaktor des Niederschlages (NS-Korr.) und F: Korrekturfaktor der aktuellen Evapotranspiration (ETa-Korr.). ber – berechnet, gem – gemessen, mitt – gemittelt; weitere Erläuterungen zu den Abkürzungen in Tab. 9 siehe Text in Kap. 4.2.4.
 Water balance for the partial catchment areas during the year of investigation 2002. Grouping of A: morphometric data, B: hydrological data, C: calculation of water balance, D: altitude correlation E: correction factor of precipitation (NS-Korr.) and F: correction factor of the actual evapotranspiration (ETa-Korr.). ber – calculated, gem – measured, mitt – averaged; for further references to the abbreviations in tab. 9 compare text chap. 4.2.4.

2002	LU	A_SW	A_PF	A_RU	A_RU	A_RU	A_RU	A_RU	A_RU	A: Morphometrische Daten				
										A_RU	A_RU	A_RU	A_TRÖ	RU
H _{min} EZG oberirdisch [m ü.A.] errechnet aus dem Höhenmodell	1778	1579	1434	1834	1766	1823	1823	1777	1743	1743	1777	1743	1743	1743
EZG oberirdisch [km ²] errechnet aus dem Höhenmodell	1,308	0,563	0,233	0,408	0,283	0,698	0,31	0,443	0,285	0,285	0,443	0,285	0,285	0,285
EZG unterirdisch 2001 ber [km ²]	2,036	0,246	0,141	0,192	0,087	0,346	0,122	1,121	0,312	0,312	1,121	0,312	0,312	0,312
EZG unterirdisch 2002 ber [km ²]	1,744	0,211	0,114	0,188	0,088	0,340	0,114	1,064	0,286	0,286	1,064	0,286	0,286	0,286
Mittelwert EZG (unterirdisch) [km ²]	1,890	0,228	0,128	0,190	0,087	0,343	0,118	1,093	0,299	0,299	1,093	0,299	0,299	0,299
[%] vom EZG (oberirdisch)	144	41	55	47	31	49	38	247	105	105	247	105	105	105
MQ gem [l/s]	114,8	12,5	6,2	12,7	5,7	22,9	7,7	71,7	18,8	18,8	71,7	18,8	18,8	18,8
MoMNQ gem [l/s]	41,5	3,9	4,2	5,1	1,4	7,3	4,0	31,4	11,1	11,1	31,4	11,1	11,1	11,1
Mq EZG unterirdisch mitt [l/s * km ²]	60,7	54,9	48,9	67,0	65,6	66,7	65,6	65,6	62,9	62,9	65,6	62,9	62,9	62,9
MoMNq EZG unterirdisch mitt [l/s * km ²]	21,9	17,2	33,1	26,7	15,5	21,2	33,9	28,7	37,1	37,1	28,7	37,1	37,1	37,1
hA gem EZG oberirdisch [mm]	2769	702	845	985	639	1034	786	5105	2086	2086	5105	2086	2086	2086
hA gem EZG unterirdisch 2001 [mm]	1779	1609	1396	2097	2075	2089	2004	2018	1905	1905	2018	1905	1905	1905
hA gem EZG unterirdisch 2002 [mm]	2077	1874	1727	2134	2065	2123	2139	2125	2076	2076	2125	2076	2076	2076
NS H _{min} Mittel 1971–90 [mm]	2427	2243	2109	2479	2416	2469	2483	2470	2426	2426	2470	2426	2426	2426
NS H _{min} 2002 [mm]	2476	2889	2152	2529	2465	2519	2534	2521	2476	2476	2521	2476	2476	2476
ETa (TURC) Mittel 1971–90 [mm]	370	384	394	366	371	367	365	366	370	370	366	370	370	370
ETa (TURC) H _{min} 2002 [mm]	400	415	426	395	401	396	395	396	400	400	396	400	400	400
hA ber [mm]	2077	1874	1727	2134	2065	2123	2139	2125	2076	2076	2125	2076	2076	2076
MQ ber EZG unterirdisch mitt [l/s]	124	13,5	7,0	12,8	5,7	23,1	8,0	74	19,7	19,7	74	19,7	19,7	19,7
Abflussfaktor [%]	83,9	81,9	80,2	84,4	83,7	84,3	84,4	84,3	83,9	83,9	84,3	83,9	83,9	83,9
ETa [%]	16,1	18,1	19,8	15,6	16,3	15,7	15,6	15,7	16,1	16,1	15,7	16,1	16,1	16,1
MoMNQ gem [%]	36,1	31,4	67,7	39,9	23,6	31,8	51,7	43,8	59,0	59,0	43,8	59,0	59,0	59,0
Ao Bilanzberechnung [%] (2002)	47,7	50,5	12,5	44,5	60,2	52,4	32,7	40,5	24,9	24,9	40,5	24,9	24,9	24,9
Ao aus Beregnungsversuchen [%] (2002)	36,7	45,2	32,7	41,2	42,5	44,4	41,5	38,0	38,4	38,4	38,0	38,4	38,4	38,4
D: Höhenbeziehung														
	k _x (H _{min})	d												
ETa (TURC)	-0,0695	493,29												
ETp (HAUDE)	-0,1947	548,95												
ETa (nach H. STEINHÄUSER, 1969)	-0,17	700												
NS	0,9232	785,57												
F: ETa-Korr.														
Niederschlag	[mm/a]	[%] bez. Mittel												
Jahressumme am Nassfeld 2002	2243	102												
langjähriges Mittel (für die Höhenbeziehung)	2198													
Evapotranspiration														
Jahressumme am Nassfeld 2002			[mm/a]	[%] bez. Mittel										
langjähriges Mittel (für die Höhenbeziehung)			418	108										
			387											

(Ao) und den Grundwasserabflussanteil (Au). Im Mittel liegt der Abflussfaktor im Testgebiet mit 83,4 % etwas über jenem des Oselitzenbaches mit 82,2 %.

Die jeweiligen Anteile [%] an Ao und Au der 10 Teileinzugsgebiete wurden über die Kennzahlen MQ gem und MoMnQ gem ermittelt. In der Annahme, dass der MoMnQ (W. WUNDT, 1958) der mittleren Grundwasserneubildung entspricht, wurde der Anteil des MoMnQ [%] am MQ ausgerechnet. Die Differenz des MoMnQ [%] zum Abflussfaktor [%] ergibt den Anteil an Ao [%] für jedes Teileinzugsgebiet.

Die Wasserbilanz wies deutlich auf eine Abweichung der unterirdischen EZG von den oberirdischen hin. Das verdeutlichte die Diskrepanz der gemessenen Abflusshöhe (hA gem) und der berechneten (hA ber) aus der Grundgleichung ($A = NS - V$). Auf Basis von hA ber und dem MQ gem wurde das unterirdische, „wahre“ EZG jeweils für das Jahr 2001 und 2002 rechnerisch ermittelt. Die Einzugsgebietsgrößen für 2001 und 2002 wurden daraufhin für weitere Auswertungen gemittelt (Mittelwert EZG, Tab. 9/A).

5. Hydrochemie

5.1. Diskussion der chemischen Analysen

Eine Beprobung von Quellwässern erfolgte über ein hydrologisches Jahr. Am Institut für WasserressourcenManagement, vormals Institut für Hydrogeologie und Geothermie, der JOANNEUM RESEARCH wurden die Wässer auf die Bestandteile der acht Hauptionen Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} und HCO_3^- untersucht und analysiert. Dieses Kapitel befasst sich mit der Auswertung der gesammelten Analysenergebnisse und stellt Korrelationen zwischen den einzelnen Ionen auf, um die Entwässerungsdynamik auf diesem Wege zu klären.

Ziel war es, vorerst ein besseres Verständnis über die Infiltrationsbedingungen in Karbonatgesteinen zu erhalten. In der Literatur gibt es zwar zahlreiche Hinweise auf Untersuchungen bezüglich punktueller Infiltration in Karstgebieten, aber Messungen bezüglich linearem und flächenhaftem Eintrag von Niederschlagswässern in den Untergrund sind kaum vorhanden und nicht quantifiziert. Außerdem wurden diese Auswertungen zur Infiltration für das Konzept der Vulnerabilitätsbewertung und Risikoanalyse benötigt, da die Grundwasserneubildung zu einem wichtigen Teil über die Infiltrationsbedingungen beschrieben werden kann.

Zusätzlich bestand die Aufgabe, den Einfluss von anthropogenen Aktivitäten, in diesem speziellen Fall von Schipisten, auf Quellwässer zu untersuchen und, wenn notwendig, auch nachzuweisen. Aus diesem Grund wurden einige Quellen zur Dauerbeobachtung ausgewählt, die direkt neben Schipisten gelegen sind, um auch einen direkten Vergleich im Lösungsverhalten und in der Ionenzusammensetzung mit Quellwässern aus anthropogen gänzlich unbeeinflussten Gebieten zu erhalten.

Ein weiterer Aspekt für die Durchführung von chemischen Analysen von Quellwässern war auch die Zuordnung von Einzugsgebieten über die verschiedenen Ionenanteile und deren Beziehung zur Lithologie. Geologische Formationen mit unterschiedlichen Anteilen an Gesteinen verhalten sich in Bezug auf Lösung im Medium Wasser sehr different. So kann anhand der chemischen Zusammensetzung von Quellwässern und der genauen geologischen Kenntnis des Untersuchungsgebietes deren Einzugsgebiet weitgehend festgelegt werden. Um eine Kontrolle der gelieferten chemischen Analyseergebnisse zu erhalten, wurde anfangs eine Plausibilitätsberechnung durchgeführt. Diese beruht auf der Tatsache, dass die äquivalentbezogene Summe der Kationen gleich der

Summe der Anionen sein muss. Nahezu 100 % der Daten fielen innerhalb der 5 % Abweichungstoleranz. Nur sehr wenige Daten mussten aufgrund einer etwas höheren Divergenz aus den Berechnungen ausgenommen werden.

Für die Beschreibung des Einflusses von Schipisten auf Quellwässer ist es Voraussetzung, vor allem die im Frühjahr aufgetragenen Düngemittel auf ihre chemische Zusammensetzung hin zu charakterisieren. Im Bereich des Testgebietes wurden ausschließlich Düngemittel der Firma „SANDOZ“ (Kundl/Tirol) auf die Wiesenflächen der Schipisten aufgebracht. Es handelt sich dabei um eine granuliert Pilzbiomasse ohne Ergänzung mit Mineraldünger mit dem Namen „AgroBiosol“, bestehend aus:

Wasser	ca. 4 %,
Organ. Substanz	mindestens 80 %,
N-org. gebunden	7 %,
N wasserlöslich	< 0,5 %,
Phosphor (P ₂ O ₅)	1–2 %,
Kalium (K ₂ O)	1–2 %,
C/N Verhältnis	6 : 1,

Spurenelemente, Vitamine,

Schwermetalle: Gehalte liegen im Toleranzbereich für Futtermittel.

Die Herstellung erfolgt über Fermentation von Pilzen, wobei Proteine, Sirupe, Zucker, Spurenelemente und Vitamine in Pilzbiomasse umgewandelt wird. Nach Extraktion des Wirkstoffes erfolgt die Trocknung bei 110–120° C, die Verweildauer beläuft sich auf 3–4 h. Schließlich wird die getrocknete Pilzbiomasse ohne Ergänzung mit Mineralstoffen pelletiert und als gut streufähiges Düngegranat abgefüllt. Der Auftrag dieser Düngemittel beläuft sich auf die Zeit direkt nach der Schneeschmelze im Frühjahr.

Die Auswertung der chemischen Analysenergebnisse erfolgte über die Programme Excel, AquaChem (L. CALMBACH, 1997) und PHREEQC (D. L. PARKHURST, 1995), wobei AquaChem eher ein Datenverwaltungsprogramm ist, mit dem auch einfachere Korrelationen durchgeführt werden können. PHREEQC verwendet die Daten von AquaChem und hat seine Anwendung hauptsächlich in Sättigungs- und Lösungsberechnungen und Modellierungen.

Zur Veranschaulichung der Ionenverteilung in den Wässern der beprobten Quellen werden Säulendiagramme (Fig. 11) herangezogen, in denen die unterschiedlich hohe Mineralisierung (Größe der Balken) deutlich herausgehoben wird, wobei die dargestellten Werte Durchschnittswerte symbolisieren. Es ist bereits zu erkennen, dass vor allem die Quellen Ru 9, Ru 11, Ru 11b, Ru 30/2 und der Abfluss des Tröpolacher Baches (A_TRÖ) Sonderstellungen gegenüber den restlichen Quellen einnehmen. Vor allem im Bezug auf den SO₄²⁻-Gehalt und im Falle der Quelle Ru 30/2 auf den Na⁺-Gehalt weichen diese Quellen von der generellen Tendenz ab.

Um eine Verteilung der Gesamtionen darzustellen, kann ein PIPER-Diagramm verwendet werden. Es handelt sich dabei um eine Kombination aus Dreieck- und Viereckdiagrammen. Durch Schrägstellung des Quadrats entsteht eine Raute, an deren Seiten zwei Dreieckdiagramme angefügt werden. In der Raute werden die Kationen und Anionen durch einen Punkt dargestellt, in den Dreiecken die Kationen und Anionen jeweils gesondert. Durch eine solche Kombination können die Ionenbeziehungen untereinander verglichen werden (B. HÖLTING, 1980).

Die dominierenden Ionen in den untersuchten Quellwässern des Testgebietes sind das HCO₃⁻ und das Ca²⁺. Die meisten Wässer bewegen sich bezüglich dem Gehalt dieser beiden Ionen bei etwa 80–100 %, wobei Mg²⁺ auf der Seite der Kationen und SO₄²⁻ bzw.

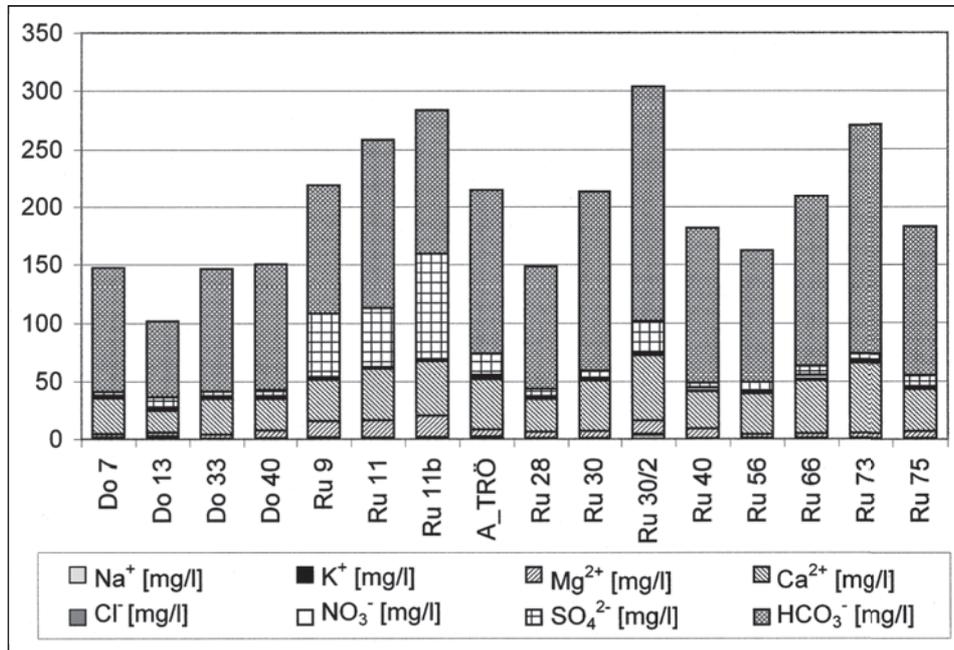


Fig. 11: Säulendiagramm der Gesamtionen und Ionenverteilung der untersuchten Quellwässer. Aufgetragen ist der Mittelwert von bis zu 16 Analysenergebnissen von Oktober 2000 bis März 2002.
Bar graph showing the total ion concentration and contribution of the investigated springs. Mean values of up to 16 chemical analysis from October 2000 until march 2002 are shown.

NO₃⁻ im Anionenbereich noch eine gewisse Rolle spielen. Im Gegensatz dazu ist der Gehalt an Cl⁻, sowie Na⁺ und K⁺ beinahe überall vernachlässigbar gering.

Aufgrund dieser ersten allgemeinen Beurteilung und aufgrund morphologischer sowie geologischer Gesichtspunkte wurden die Quellwässer in vier Gruppen unterteilt:

- Gruppe 1 mit den Quellen Ru 28, Ru 30, Ru 30/2 und Ru 40: Diese Quellen besitzen einen ähnlichen Chemismus und beschreiben den Karbonatstock südöstlich des Trogkofel.
- Gruppe 2 mit den Quellen Ru 56, Ru 66, Ru 73 und Ru 75: Diese Quellen sind denen der ersten Gruppe sehr ähnlich, beschreiben allerdings das Gebiet um den Alpen- und Zweikofel.
- Gruppe 3 mit den Quellen Do 7, Do 13, Do 33 und Do 40: Diese Quellen sollen das EZG Lubenbach (LU) beschreiben, entstammen allerdings auch unterschiedlichen lithologischen Einheiten.
- Gruppe 4 mit den Quellen Ru 9, Ru 11, Ru 11b und A_TRÖ: Diese Quellen heben sich deutlich anhand ihres Chemismus von den anderen ab und beschreiben im Allgemeinen den Bereich des Rudnigsattels. Zusätzlich befindet sich in dieser Gruppe der Abfluss des Tröpolacher Baches (A_TRÖ), der, wie auch die anderen Quellen dieser Kategorie, von anthropogenen Aktivitäten am meisten beeinflusst sein müsste.

Diese Gruppeneinteilung erlaubt im Rahmen weiterer Auswertungen beispielsweise auch übersichtliche Diagramm-Darstellungen von Quelldaten und bietet so bessere Vergleichsmöglichkeiten.

Quellen der Gruppe 1

Die Quellen dieser Gruppe entwässern allesamt den Karbonatstock südöstlich des Trogkofel. Es handelt sich dabei ausschließlich um Kalkquellen, wobei ihr Einzugsgebiet kaum einer Verkarstung unterliegt. Bei der Betrachtung der dargestellten Grafiken sind des Öfteren fehlende Daten zu erkennen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass einige Quellen im Winter durch eine mächtige Schneedecke überlagert werden oder zu dieser Zeit nicht erreichbar sind. Außerdem konnte nicht an jeder Quelle, wie z. B. der Ru 28, die Schüttung bestimmt werden, weshalb in den dazu gehörigen Figuren einige Informationen gar nicht beschrieben werden können. In der Gruppe 1 tritt noch zusätzlich die Tatsache auf, dass die Quelle Ru 30/2 erst im Februar 2001 zur monatlichen Beprobung hinzugezogen wurde.

Es galt auf jeden Fall zu klären, ob für die Quelle Ru 30/2 ein direkter Einfluss durch die Rudnigalm besteht, die etwa 150 Höhenmeter oberhalb situiert ist. Des Weiteren stellte sich die Frage, ob Ru 40 auch von der Entwässerung des Trogkofel beeinträchtigt wird, der eine viel höhere Verkarstung aufweist als der Karbonatstock südöstlich davon. Die Quelle Ru 30, direkt neben einer Schipiste gelegen, diente bis vor wenigen Jahren zur Wasserversorgung der Rudnigalm, es wurden allerdings bakteriologische Verunreinigungen festgestellt. Da diese Alm vor allem in den Wintermonaten gewerblich genutzt wird, musste für die Trinkwasserversorgung ein neues Quellgebiet herangezogen werden, das sich in der Nähe der Ru 28 befindet. Diese Quellen liegen oberhalb von möglichen anthropogenen Beeinflussungen.

In Fig. 12 ist der zeitliche Verlauf der im Gelände gemessenen Parameter Schüttung und elektrische Leitfähigkeit aufgetragen. Hierbei ist deutlich zu erkennen, dass die Quellen Ru 28 und Ru 40 kaum eine Schwankung in ihrer elektrischen Leitfähigkeit aufweisen. Dies bedeutet, dass der Einfluss von Niederschlägen und somit auch von Oberflächenwässern zumindest bei Ru 28 sehr gering ist. Es sind zwar für diese Quelle keine Schüttungsmessungen vorhanden, aber aus Erfahrung durch Geländebegehungen ist die zeitliche Variation dieses Parameters nur als sehr klein einzustufen. Zusätzlich unterstreicht dies der Vergleich mit der Temperatur, die einen konstanten Wert um die 3° C einnimmt. Somit kann eindeutig festgestellt werden, und dies wird auch in weiteren Korrelationen bestätigt, dass die Wässer dieser Quelle eine tiefreichende Zirkulation und Durchmischung mitmachen und die Fließwege im Untergrund nur mit geringer Geschwindigkeit zurückgelegt werden. Im Vergleich dazu unterliegt die Quelle Ru 40 zwar auch keiner Schwankung in der elektrischen Leitfähigkeit, aber in der Quellschüttung. Vor allem in den Sommermonaten mit ihren kurzen, aber heftigen Niederschlägen, steigt die Schüttung um das Vier- bis Fünffache an. Dies bedeutet, dass ein direkter Einfluss mit Oberflächenwasser bestehen muss. Dies könnte auch Hinweis darauf sein, dass diese Quelle im Zusammenhang mit der Entwässerung des Trogkofel steht, der doch tief greifend verkarstet ist und somit eine gute Infiltrationsmöglichkeit für Niederschlagswässer und einen raschen Durchfluss dieser im Untergrund bietet. Gleichzeitig kann aber auch die Behauptung aufgestellt werden, dass durch den Nachschub von neu infiltriertem Wasser nur älteres Wasser aus dem Reservoir herausgedrückt wird, da ja kein Abfall der Leitfähigkeit bei größerer Schüttung zu erkennen ist.

Die Untersuchungen an den Wässern der Quelle Ru 30 haben ergeben, dass diese mit Sicherheit mit höherer Geschwindigkeit durch den Untergrund befördert werden und einer oberflächennahen Zirkulation zuzuschreiben sind. Der Grund dafür ist die deutliche Korrelation der Variation in der elektrischen Leitfähigkeit mit den Schüttungsschwankungen.

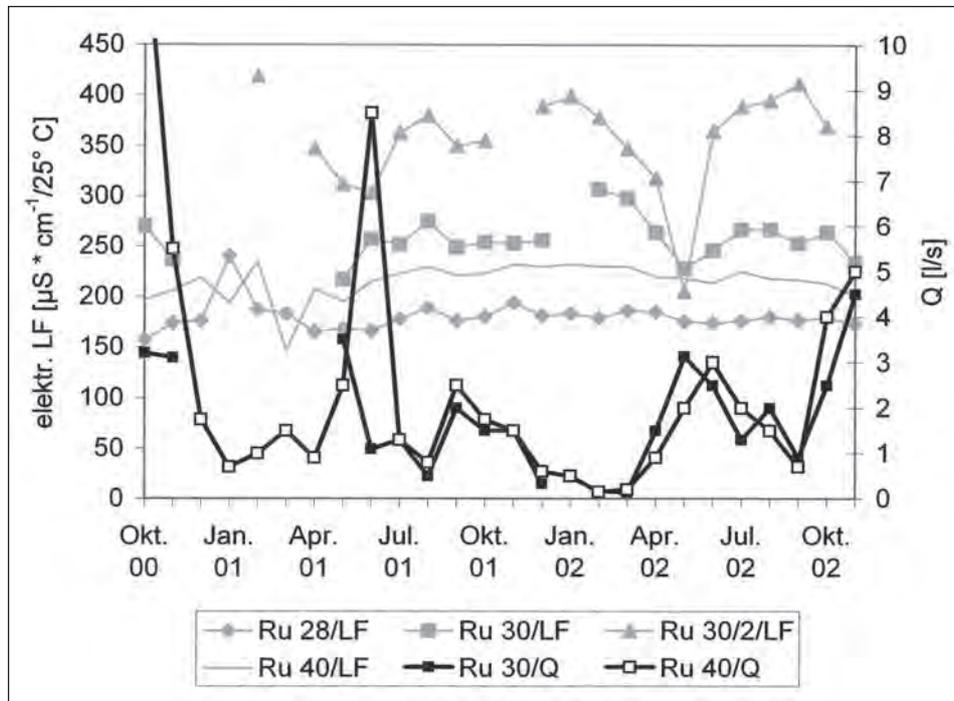


Fig. 12: Darstellung des zeitlichen Verlaufes der Schüttung (Q) und der elektrischen Leitfähigkeit (LF) der Quellen der Gruppe 1.
Graphical illustration of temporal variation of discharge (Q) and the electrical conductivity (LF) of the springs of group 1.

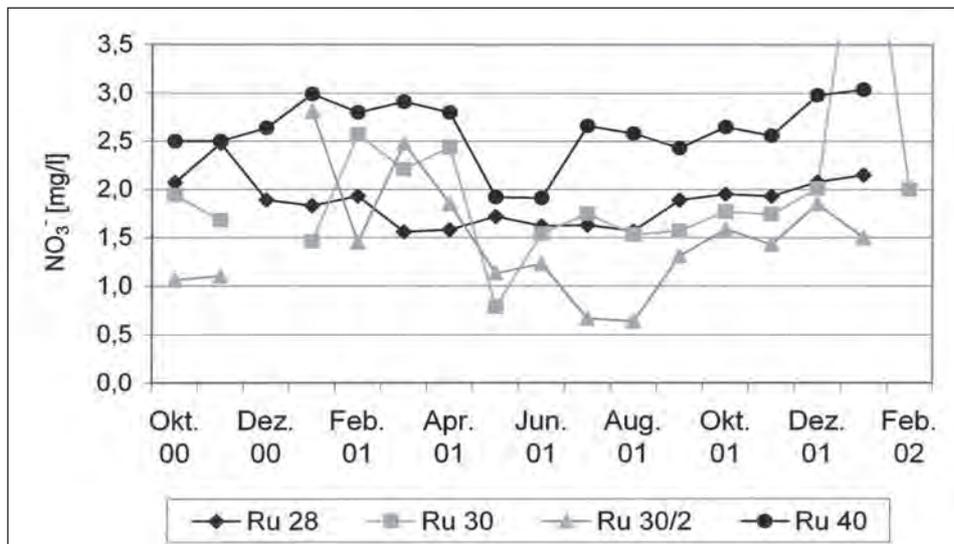


Fig. 13: Darstellung des zeitlichen Verlaufes in der NO_3^- -Konzentration der Quellen der Gruppe 1.
Graphical illustration of the temporal variation of the NO_3^- concentration of the springs of group 1.

Die Konzentration an NO_3^- in den Quellwässern gibt einen Hinweis auf den möglichen Einfluss von aufgebrauchten Düngemitteln. Diese ist allerdings im gesamten Untersuchungsgebiet sehr gering. In der Gruppe 1 liegt sie bei etwa 2 mg/l, wobei in den Sommermonaten ein Rückgang um etwa 1 mg/l zu erkennen ist (Fig. 13). Dies ist vermutlich auf die Verdünnung durch die Sommerniederschläge zurückzuführen, da ab August die Konzentration sich wieder auf den Durchschnittswert einpendelt. Die Ausnahme ist wiederum die Quelle Ru 28, die einen ständig konstanten Gehalt an NO_3^- aufweist, das die vorhin beschriebene Annahme einer tiefreichenden Zirkulation des Quellwassers nur bestätigt. Ein Hinweis auf eine vermutete Beeinflussung der Quellen durch die Düngemittel kann eigentlich nicht erkannt werden. Die Möglichkeit besteht allerdings, dass die niedrigen Werte an NO_3^- auf eine gute Durchmischung im Aquifer oder auf eine Verdünnung durch Niederschlagswasser im Falle von Ru 30 zurückzuführen ist.

Figur 14 beschreibt die Korrelation zwischen den Kationen Na^+ plus K^+ und dem Anion Cl^- . Diese Darstellung wurde deshalb gewählt, da besonders gut die Erhöhung in der Konzentration der Kationen bei den Wässern der Quelle Ru 30/2 zu sehen ist. Im gesamten Untersuchungsgebiet ist der Anteil an diesen Ionen in den Quellwässern verschwindend gering, mit der Ausnahme Ru 30/2. Auch andere Korrelationen, wie etwa zwischen Na^+/K^+ und der Quelltemperatur oder zwischen Na^+/K^+ und den restlichen Kationen, weisen auf diese Sonderstellung dieser Quelle in Hinblick auf Verunreinigungen hin. Eine Erhöhung insbesondere des Anteiles an K^+ in einem Wasser ist ein Indiz für den Einfluss von Abwässern oder Beweidung. Dadurch bestätigt sich nun der Verdacht, der bereits in der Einleitung zu diesem Kapitel erwähnt wurde. Es muss einen Zusammenhang zwischen den Abwässern der Rudnigalm bzw. der Beweidung durch Vieh in der unmittelbaren Nähe der Ru 30/2 und der im Vergleich zu allen anderen dauerbeobachteten Quellen relativ hohen Konzentration an Na^+ und K^+ geben.

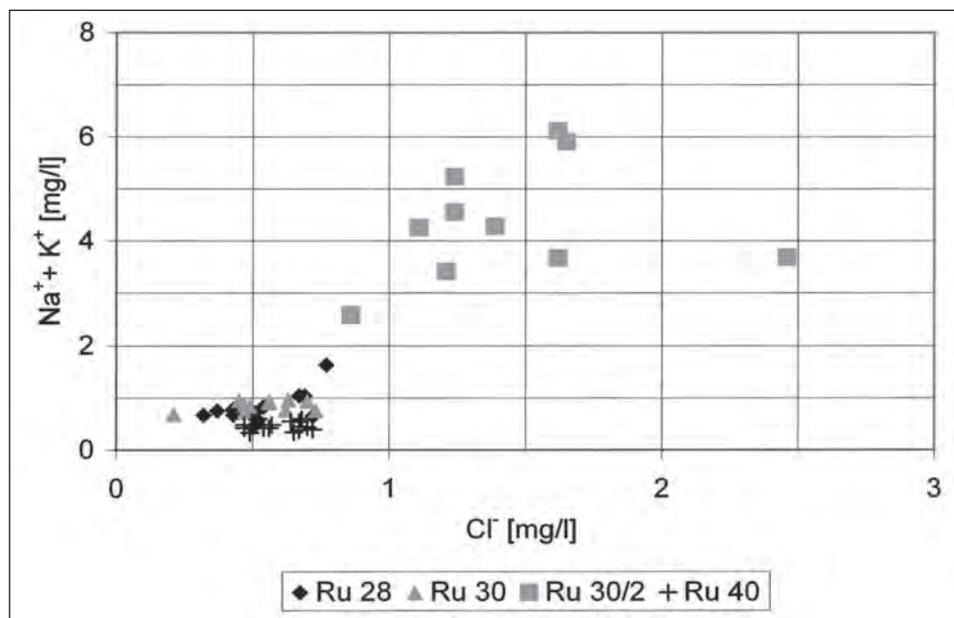


Fig. 14: Korrelation zwischen den Kationen Na^+ plus K^+ und dem Anion Cl^- der Quellen der Gruppe 1.
Correlation between the cations of Na^+ plus K^+ and the anion Cl^- of the springs of group 1.

Das Ergebnis der Auswertung des Sättigungsindex der vier Quellen in dieser Gruppe ist in Fig. 15 dargestellt. Eingetragen sind die für jede Quelle gemessenen und berechneten pH-Werte. Letztere bezeichnen jenen Wert, der für den Gleichgewichtszustand im Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht steht. Für die Quelle Ru 28 wurde eine Sättigungslinie konstruiert, an der die einzelnen gerechneten Gleichgewichts-pH-Werte aufgefädelt sind. Die berechneten pH-Werte der übrigen Quellen liegen ebenso annähernd auf dieser Geraden, weshalb keine zusätzlichen Sättigungslinien erstellt werden mussten. Diese Gerade bedeutet für die Wässer, dass jene, die über dieser Linie zu finden sind, übersättigt und jene unterhalb untersättigt sind. Generell ist für die Quellwässer mit dem Einzugsgebiet des Karbonatblockes südöstlich des Trogkofel eine einheitliche Untersättigung zu erkennen. Diese Untersättigung ist aber keine Funktion der Mineralisierung, sondern der freien Kohlensäure, die stark von der Vegetation im Einzugsgebiet abhängt. Demnach wird die Untersättigung einerseits durch den unterschiedlichen Nachschub an CO_2 und andererseits von der Beziehung zur Geologie gesteuert.

Dies bedeutet nun vor allem für die Quellen Ru 28, Ru 30 und Ru 40, dass in deren Einzugsgebiet eine stärkere Vegetationsdecke vorhanden ist, die genügend CO_2 in den Untergrund abgibt. Dies stimmt auch mit der Landnutzungskartierung überein, die eine flächenhafte Vegetationsdecke dieses Karbonatblocks ausweist. Gleichzeitig erkennt man daraus, dass eine Lösungsbereitschaft im Wasser vorhanden ist, allerdings aufgrund der geologischen Gegebenheit sich das Wasser zu schnell und zu wenig lange im Untergrund

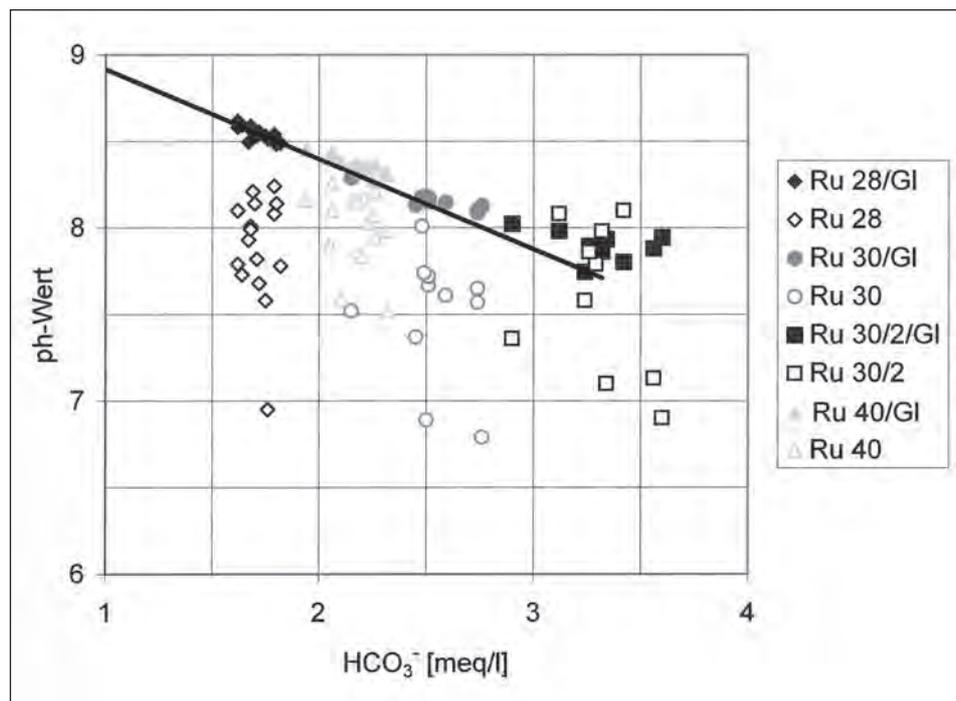


Fig. 15: Punktdiagramm mit der Korrelation zwischen HCO_3^- und pH-Wert der Quellen der Gruppe 1. Gl – berechneter Gleichgewichts-pH-Wert.

Diagram with the correlation between HCO_3^- and the pH-value of the springs of group 1. Gl – calculated equilibrium pH value.

bewegt, um genügend Karbonat für einen Gleichgewichtszustand zu lösen, oder ständig über die Vegetation freie Kohlensäure zugeführt wird. Dies trifft vermutlich auf die Quellen Ru 30 und Ru 40 zu, widerspricht sich aber mit der vorangegangenen Auswertung bezüglich der Quelle Ru 28.

Die Quelle Ru 30/2 nimmt auch bezüglich der pH-Sättigung eine Sonderstellung ein. Es sind zwar die meisten beprobten Wässer dieser Quelle unter der berechneten Sättigungslinie anzutreffen, doch sind auch einige wenige übersättigt. Dies könnte eventuell ein Hinweis auf ein anderes Einzugsgebiet sein, doch wahrscheinlicher ist, dass ein erhöhter Na^+ -Gehalt den gemessenen pH-Wert beeinflusst. Aus dem Kontakt mit Wasser kann eine Reaktion zu einer leicht alkalischen Natronlauge (NaOH) kommen, wodurch natürlich der pH-Wert angehoben wird. Dies würde bedeuten, dass der pH-Wert über den der Sättigungslinie zu liegen kommt und somit eine Übersättigung angezeigt wird.

Quellen der Gruppe 2

Diese Gruppe beinhaltet die Quellen Ru 56, Ru 66, Ru 73 und Ru 75. Sie sind alle an der Ost- bzw. Nordostflanke des Alpen- und Zweikofel gelegen. Ihr Einzugsgebiet ist hauptsächlich durch die Karbonate der Trogkofelformation und der Pseudoschwagerinenkalke aufgebaut, die allerdings von den Schiefen der Grenzland Formation unterlagert sind. Im Bereich der Quellen Ru 66, Ru 73 und Ru 75 sind des Weiteren noch quartäre Ablagerungen zu erkennen, die eventuell einen Einfluss auf den Chemismus der Quellen ausüben. Diese sind an der Grenze zwischen den Karbonaten und den Schiefen situiert, wodurch die Austrittsursache erklärt wird.

Im Gegensatz dazu befindet sich die Quelle Ru 56 etwa 150 Höhenmeter unterhalb dieser Grenze, entspringt allerdings aus einem Hang-Blockschutt-Bereich der Karbonate. Es gilt diesbezüglich nun zu klären, ob die Wässer dieser Quelle gänzlich aus den im Hangenden gelegenen Karbonaten stammen, sehr oberflächennah in den Überlagerungen fließen und deshalb ihren Ursprung nicht an der Grenze Kalk/Schiefer haben, oder ob sie zumindest z. T. auch die Grenzland Formation entwässern. In Hinblick auf die Infiltrationsbedingungen stellt sich auch die Frage, inwiefern die Karbonate im Bereich des Alpen- und Zweikofel verkarstet oder nur geklüftet sind und ob eine flächenhafte Versickerung von Niederschlagswässern gegenüber der punktuellen oder linearen überwiegt.

Außerdem sind nahe den Quellen im Bereich der Tröpolacher- und Rudnigalm Schipisten angelegt, die aufgrund der Düngung im Frühjahr zu einer Beeinträchtigung der Wasserqualität führen können. Mit Hilfe der Auswertung über den NO_3^- -Anteil soll diese Frage geklärt werden.

Das in der Fig. 16 gezeigte Diagramm stellt den Zusammenhang zwischen den im Gelände gemessenen Parametern Quellschüttung und elektrische Leitfähigkeit her. Im zeitlichen Verlauf dieser Faktoren ist deutlich zu erkennen, dass besonders die Quelle Ru 56 auf oberirdische Einflüsse empfindlich reagiert. Insbesondere in der Quellschüttung ist ein Anstieg im Frühjahr zu sehen, der die Schmelzperioden widerspiegelt. Diese sofortige Reaktion des Quellwassers wird ebenso im rapiden Abfall der elektrischen Leitfähigkeit verdeutlicht, der auf einen Verdünnungsprozess im Quellwasser zurückzuführen ist. Dies impliziert auch, dass die Speicherung im Untergrund vermutlich den Gesetzen eines Exponentialmodells oder eines Dispersionsmodells folgt. Die Feldparameter der Quellen Ru 75 und Ru 66 sind zwar genau den gleichen Schwankungen unterlegen, sind allerdings bei Weitem nicht dermaßen deutlich ausgeprägt. Die Wässer der Ru 75 fallen hauptsächlich durch ihre hohen Werte in der elektrischen Leitfähigkeit auf, die sich zwischen 300 und $400 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}/25^\circ \text{C}$ bewegen.

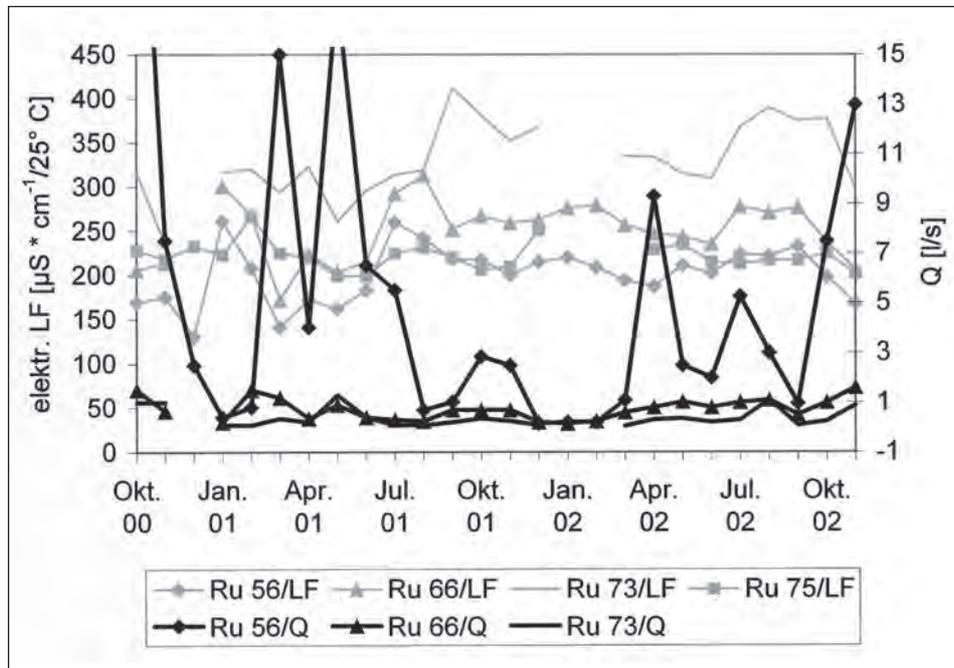


Fig. 16: Darstellung des zeitlichen Verlaufes der Schüttung (Q) und der elektrischen Leitfähigkeit (LF) der Quellen der Gruppe 2.
Graphical illustration of the temporal variation of discharge (Q) and the electrical conductivity (LF) of the springs of group 2.

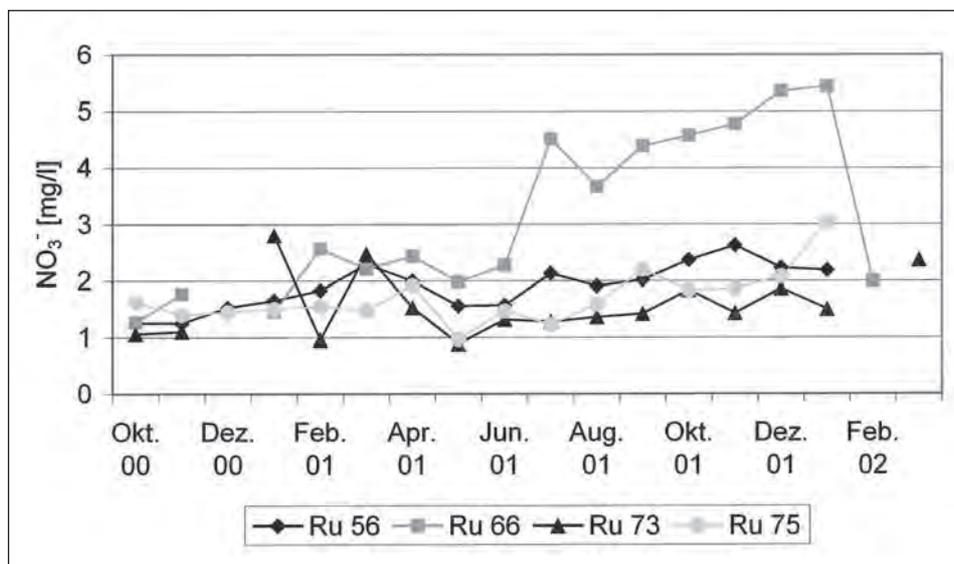


Fig. 17: Darstellung des zeitlichen Verlaufes in der NO_3^- -Konzentration der Quellen der Gruppe 2.
Graphical illustration of the temporal variation of the NO_3^- concentration of the springs of group 2.

Bei den NO_3^- -Werten der Quellen dieser Gruppe ist nur eine leichte jahreszeitliche Schwankung zu erkennen (Fig. 17). Es zeichnet sich der typische Verlauf ab, dass im Frühjahr/Sommer eine leicht fallende Tendenz zu bemerken ist, ab Juni/Juli allerdings ein leichter Anstieg in den NO_3^- -Werten gegeben ist. Dadurch kann ein Einfluss von Düngemitteln auf die Qualität der Wässer nicht ausgeschlossen werden, da allerdings ein maximaler Unterschied von nur 2 mg/l NO_3^- zu verzeichnen ist, ist ein natürlicher Ursprung des NO_3^- nur wahrscheinlich. Es könnte z. B. die Folge einer im Sommer verstärkten Wurzelaktivität sein.

Dies gilt aber nicht für die Quelle Ru 66, deren NO_3^- -Werte ab Juni rapide ansteigen und Höchstwerte von über 5,5 mg/l erreichen. Diese Quelle ist direkt unterhalb einer Schipiste gelegen und wird mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit dadurch beeinflusst. Die Werte um 5 mg/l NO_3^- sind zwar nicht extrem hoch, aber im Vergleich zum generellen Durchschnitt in dieser Quellgruppe doch sehr markant. Eine natürliche Herkunft kann insofern ausgeschlossen werden, da alle vier Quellen, oder zumindest Ru 66, Ru 73 und Ru 75, in diesem Bereich dasselbe Einzugsgebiet besitzen.

Die Annahme, dass alle Quellen zumindest ein ähnliches Einzugsgebiet besitzen, wird durch die Korrelation zwischen HCO_3^- und dem $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ -Verhältnis bestätigt (Fig. 18). In dieser Darstellung ist deutlich zu erkennen, dass die Wässer aller vier Quellen aus einem kalkreichen Gebiet stammen müssen, da sie ein generell hohes $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ -Verhältnis aufweisen. Im Vergleich dazu wurden die Daten der Quelle Ru 9 in das Diagramm eingetragen, deren Einzugsgebiet nicht durch Karbonate aufgebaut wird, sondern durch Sandsteine der Auernigschichten (Bereich Rudnigsattel). Die Quelle Ru 73

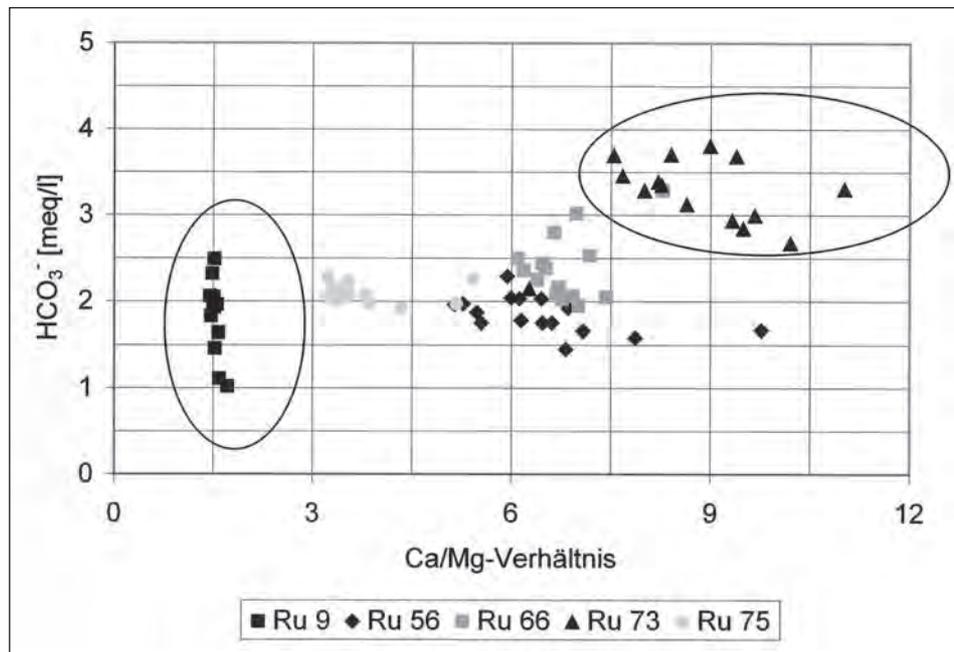


Fig. 18: Korrelation zwischen HCO_3^- und dem Verhältnis zwischen Ca^{2+} (meq/l) und Mg^{2+} (meq/l) der Quellen der Gruppe 2 und Ru 9.
Correlation between HCO_3^- and the relation of Ca^{2+} (meq/l) and Mg^{2+} (meq/l) of the springs of group 2 and Ru 9.

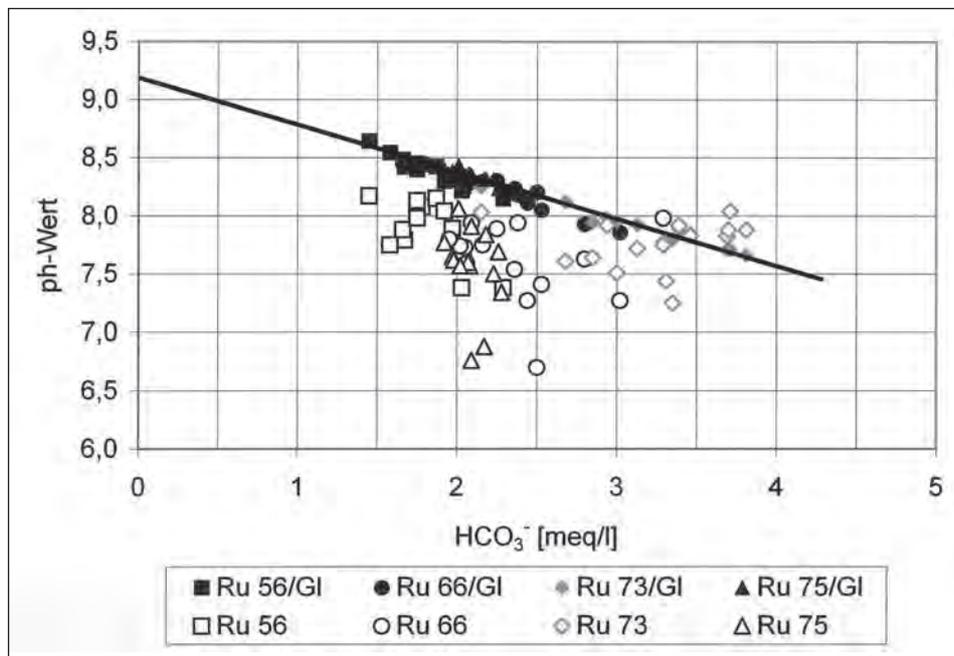


Fig. 19: Punktdiagramm mit der Korrelation zwischen HCO_3^- und pH -Wert der Quellen der Gruppe 2. Gl -berechneter Gleichgewichts- pH -Wert.

Diagram of the correlation between HCO_3^- and the pH -value of the springs of group 2. Gl -calculated equilibrium pH value.

hebt sich ein wenig von den anderen ab und ist durch eine sehr hohe Mineralisation gekennzeichnet, die sich bereits in den Werten der elektrischen Leitfähigkeit angedeutet hat. Bei der Kartierung dieser Quelle wurden Kalkablagerungen beim Ursprung festgestellt. Die Ursache dafür liegt allerdings nicht nur im hohen Anteil der gelösten Stoffe, sondern auch in der Übersättigung des Quellwassers (Fig. 19). Dies bedeutet, dass für ein Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht zu wenig freie Kohlensäure vorhanden ist und deshalb beim Kontakt mit der Atmosphäre an der Oberfläche überschüssiges Ca^{2+} ausgeschieden wird bzw. ausfällt. Diese Reaktion fällt hauptsächlich in jene Zeiten, in denen das Wasser mit weniger Kohlensäure beliefert wird, sprich in den Wintermonaten. In Sommermonaten herrscht im Gegensatz dazu eine geringe Untersättigung vor, da durch die höhere Vegetationsdichte auch mehr CO_2 in den Untergrund gelangt, wodurch wiederum mehr Karbonat in Lösung gehen und auch gehalten werden kann. Ein Beweis dafür ist der Anstieg in der elektrischen Leitfähigkeit, es befinden sich mehr gelöste Stoffe im Wasser. Generell kann bezüglich der Korrelation zwischen HCO_3^- und dem Verhältnis zwischen Ca^{2+} und Mg^{2+} aller Quellen im Untersuchungsgebiet gesagt werden, dass bis auf jene der Gruppe 4, zumindest zum größten Teil, karbonathaltige Gebiete entwässert werden.

Quellen der Gruppe 3

Diese Gruppe beinhaltet die Quellen Do 7, Do 13, Do 33 und Do 40, die zur Gänze im anthropogen unbeeinflussten Bereich des EZG Lubenbach (LU) liegen. Es handelt sich hierbei um Quellwässer mit sehr unterschiedlichem Charakter und verschiedenen Ursprungs. Ähnlich im Verhalten dürften nur Do 7 und die Do 33 sein, die beide das

Karbonatmassiv des Zweikofel nach W hin entwässern. Erstere wird für die Tröpolacher Alm als Trinkwasserversorgung genutzt. Sie entspringen beide an der Grenze zu den liegenden Schiefen der Grenzland Formation, wobei an der Do 33 noch zusätzlich Moränenmaterial anzutreffen ist. Die Quelle Do 40, als einer der Ursprünge des Lubenbaches, entspringt in einem sehr weit hinziehenden Karbonatblockschuttbereich, wobei zu klären gilt, ob in der Nähe des Quellaustritts die Wasserzirkulation eher oberflächennah erfolgt oder eine tiefgreifende Fließbewegung vorherrscht. Das Einzugsgebiet wird durch den Trogkofel abgegrenzt. Do 13 ist die am tiefsten gelegene dauerbeobachtete Quelle im Untersuchungsgebiet und hat ihren Ursprung inmitten der einige 100 m mächtigen Hochwipfelschichten. Ein Kontakt mit den darüberliegenden Formationen der Pseudoschwagerinenkalke muss geklärt werden.

In Fig. 20 ist wiederum der zeitliche Verlauf der im Gelände gemessenen Parameter Schüttung und elektrische Leitfähigkeit dargestellt. Hierbei ist grundsätzlich zu erwähnen, dass alle Quellen durch eine geringe Variation dieser Faktoren geprägt sind. Die Schwankungen in der elektrischen Leitfähigkeit sind sehr gering, nur der Verlauf der Quellschüttung ist bei Do 13 durch ein ständiges Auf und Ab gekennzeichnet. Aus den Geländebegehungen wird ein solcher Anstieg bei Niederschlagsereignissen auch bestätigt. Dies lässt den Schluss zu, dass zumindest in der näheren Umgebung des Quellursprungs ein Einfluss durch Ereignisse an der Oberfläche gegeben sein muss. Dies bedeutet, dass das Wasser dieser Quelle eine Zeit lang im Hangschuttbereich fließt, ehe es am Ur-

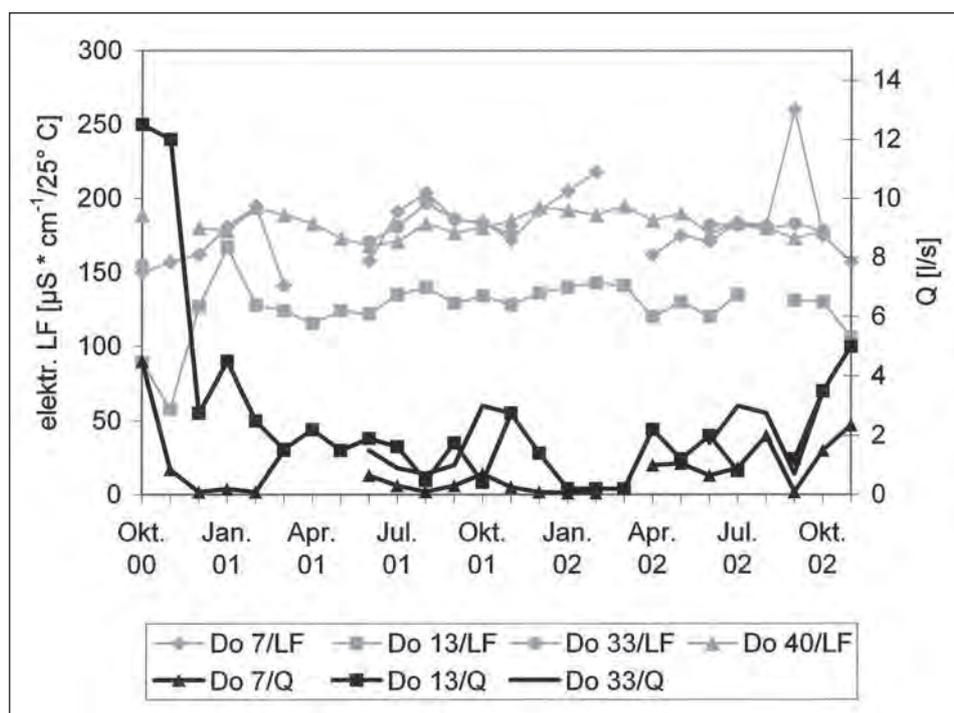


Fig. 20: Darstellung des zeitlichen Verlaufes der Schüttung (Q) und der elektrischen Leitfähigkeit (LF) der Quellen der Gruppe 3.
Graphical illustration of the temporal variation of discharge (Q) and the electrical conductivity (LF) of the springs of group 3.

sprung austritt. Ein weiteres auffallendes Merkmal dieser Quelle ist auch die um etwa $100 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}/25^\circ \text{C}$ geringere Leitfähigkeit als bei den übrigen Wässern. Dies spricht dafür, dass sie zum größten Teil die Hochwipfelschichten entwässert und nur zu einem geringen Teil aus einem karbonatdominierten Gebiet stammt.

In Bezug auf den NO_3^- -Gehalt ist anzumerken, dass bei allen Quellen dieser Gruppe keinerlei Anzeichen einer Beeinflussung durch anthropogene Aktivitäten auftritt. Auch die Schwankungen liegen eher im Minimalbereich, das aber darauf schließen lässt, dass der bei den anderen Quellgruppen ersichtliche Aufwärtstrend im NO_3^- -Gehalt in den Sommermonaten eher doch von den Düngemitteln stammt.

Die Korrelation zwischen Mg^{2+} und Ca^{2+} (Fig. 21) erzeugt ein deutliches Bild über die Verschiedenartigkeit der einzelnen Einzugsgebiete. Es können drei Bereiche abgegrenzt werden, die im Diagramm durch die drei Trendlinien gekennzeichnet sind: Die geringe Mineralisierung der Quelle Do 13 ergibt ein Einzugsgebiet, das, wie bereits erwähnt, nicht gänzlich durch Karbonatgestein aufgebaut sein kann. Es ist zwar zu vermuten, dass es sich hierbei um Mischwasser handelt, da für eine Quelle, die nur die doch schwerer löslichen Gesteine der Hochwipfel Formation entwässern sollte, ein zu hoher Anteil an Ca^{2+} im Wasser enthalten ist. Die zweite Gruppe nehmen die Quellen Do 7 und Do 33 ein. Durch diese Korrelation wird bestätigt, was bereits in der Einleitung zu diesem Unterkapitel angedeutet wurde. Beide Quellen weisen sehr ähnliche Eigenschaften auf und sind deutlich dem Karbonatmassiv des Alpen- und Zweikofel zugehörig. Die Wässer der Quelle Do 40 weisen im Vergleich zu den anderen einen doch deutlich höheren Anteil an Mg^{2+} auf, zwar zu gering, um ihnen ein dolomitreiches Einzugsgebiet zuschreiben zu

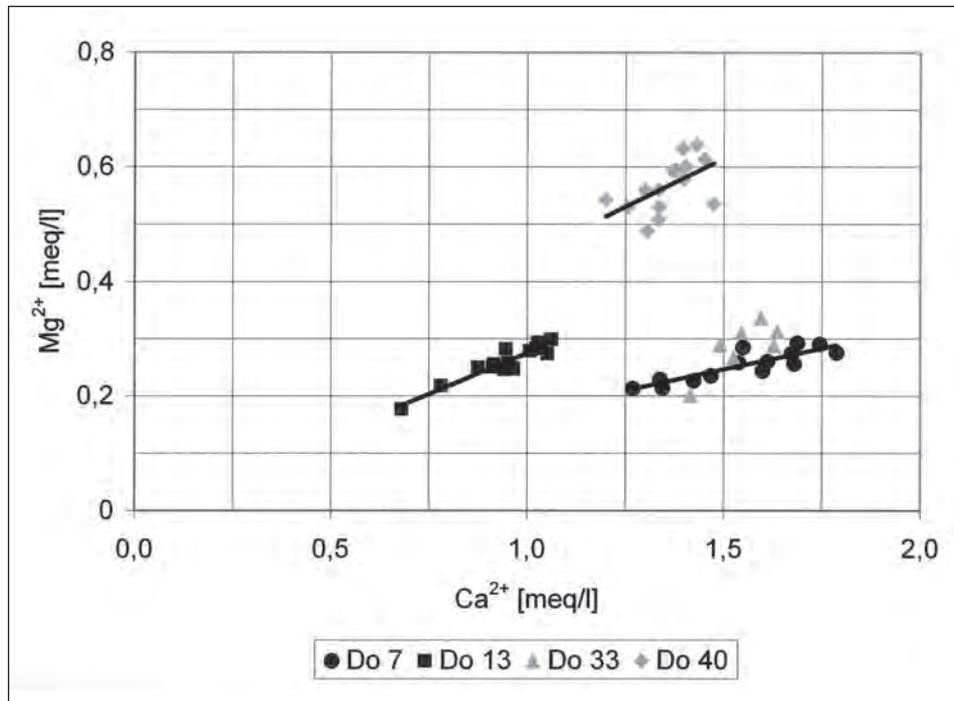


Fig. 21: Korrelation zwischen Mg^{2+} und Ca^{2+} der Quellen der Gruppe 3.
Correlation between Mg^{2+} and Ca^{2+} of the springs of group 3.

können, aber die doch etwas unterschiedliche chemische Zusammensetzung zwischen den Pseudoschwagerinenkalken des Zweikofel und den Trogkofelkalken ist deutlich zu erkennen. Die Korrelation der restlichen Quellen im Untersuchungsgebiet zeigt ein ähnliches Resultat, mit der Dreiteilung der unterschiedlichen Wässer.

Die Bewertung der Sättigungsgrenze gibt keine weiteren markanten Aufschlüsse über die Infiltrationsbedingungen und wird daher nicht dargestellt. Alle vier Quellen liegen mit ihren Werten konstant in einem leicht untersättigten bis im Gleichgewicht befindlichen Bereich. Dies unterstützt auch die Vermutung, dass die Wässer der Quelle Do 40 einer tiefreichenden Zirkulation unterliegen und kaum durch Niederschlagsereignisse betroffen sind.

Quellen der Gruppe 4

Diese Gruppe 4 umfasst die Quellen Ru 9, Ru 11 und Ru 11b sowie den Abfluss des Tröpolacher Baches (A_TRÖ) unterhalb der Tröpolacher Alm. Das Einzugsgebiet der Quellen liegt im Bereich des Rudnigsattels, dessen Geologie durch die Formation der Grenzlandbänke und Auernigschichten aufgebaut ist. Dies bedeutet, dass der Chemismus dieser Quellen vermutlich nicht durch die Lösung von Kalkgesteinen beeinflusst ist. Die Auernigschichten in diesem Bereich bestehen zwar aus Konglomeraten mit einer leicht karbonatischen Matrix, aber dies dürfte sich nicht so sehr auf den Anteil

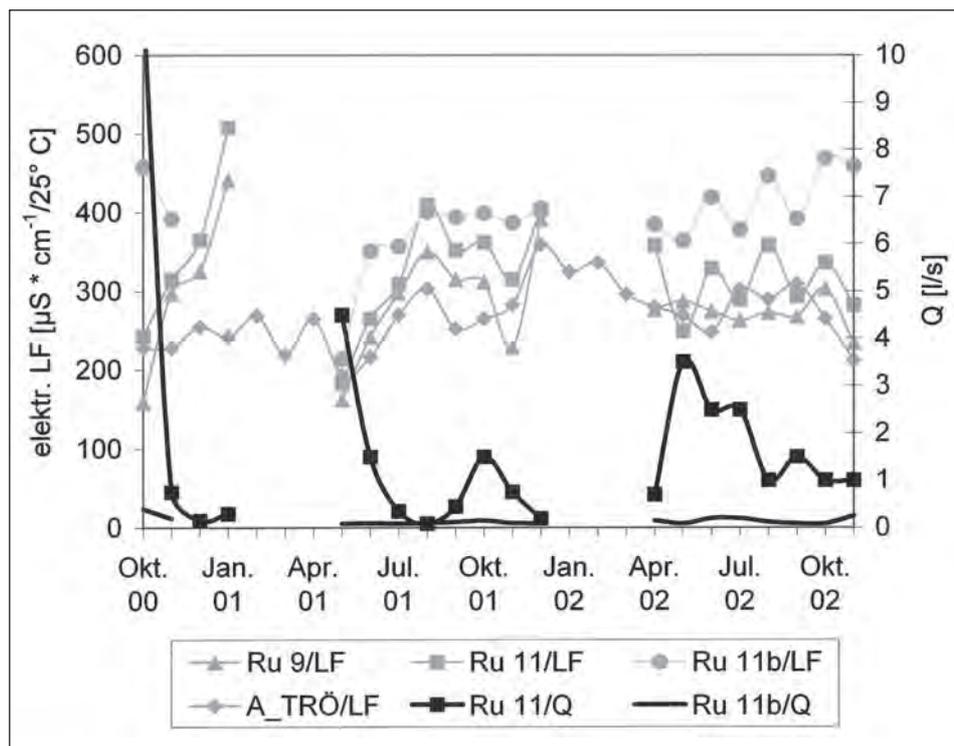


Fig. 22: Darstellung des zeitlichen Verlaufes der Schüttung (Q) und der elektrischen Leitfähigkeit (LF) der Quellen der Gruppe 4 und des Tröpolacher Baches (A_TRÖ).
Graphical illustration of the temporal variation of discharge (Q) and the electrical conductivity (LF) of the springs of group 4 and of Tröpolacher Bach (A_TRÖ).

an Ca^{2+} und HCO_3^- auswirken. Der Grund für die Aufnahme dieser Quellen in das Dauerbeobachtungsprogramm ist viel mehr ihre Nähe zu Schipisten, wobei die Ru 11 direkt in einer solchen entspringt. Sie ist, wie typisch für eine Schieferquelle, durch eine Vernässungszone im Bereich des Ursprungs gekennzeichnet, wodurch ein starker Einfluss durch Düngemittel vermutet wird. Der Abfluss des Tröpolacher Baches wurde mit der Begründung in das Dauerbeobachtungsprogramm aufgenommen, dass sich sein Einzugsgebiet z. T. ebenso in einem Bereich starker anthropogener Aktivitäten befindet und somit herauszufinden gilt, ob nicht auch Düngemittel durch Oberflächenabfluss in den nahe gelegenen Bach geschwemmt werden.

In Fig. 22 sind wiederum die Schüttung und die elektrische Leitfähigkeit als Zeitreihe dargestellt, wobei die Schüttung der Quellen eher weniger aussagekräftig ist, da sie in den Wintermonaten nicht messbar war bzw. durch den diffusen Austritt nur geschätzt werden konnte. Der Abfluss des Tröpolacher Baches ist im Diagramm nicht abgebildet, da die aufzutragende Menge zu groß wäre. Er zeigt allerdings die typischen Kennzeichen eines Wildbaches, der durch Starkniederschläge schnell an Abfluss gewinnt. Bei der Bewertung der elektrischen Leitfähigkeit ist ein relativ konstanter hoher Wert zu erkennen, der zwischen 250 und $400 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}/25^\circ \text{C}$ liegt, wobei Höchstwerte von $> 500 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}/25^\circ \text{C}$ erreicht werden können. Dies kann als erstes Indiz gedeutet werden, dass eine kontinuierliche Beeinflussung durch Düngemittel oder Beweidungen über eine Abschwemmung von der Piste stattfindet. Für Quellen aus Schiefer- bzw. Konglomeratgebieten ist ein so hoher Wert der elektrischen Leitfähigkeit untypisch.

Die Auswertungen der Daten über den NO_3^- -Gehalt ergaben allerdings ein ganz anderes Bild (Fig. 23). Bei keiner dieser Quellen und nicht einmal beim Abfluss des Tröpolacher Baches wurde ein höherer Wert als 3 mg/l gemessen. Dies wäre für die

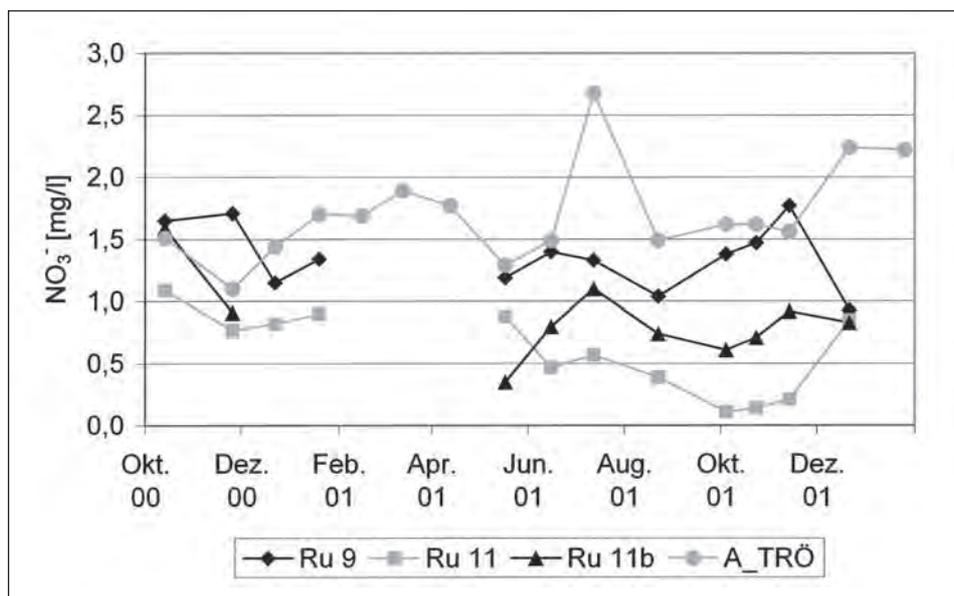


Fig. 23: Darstellung des zeitlichen Verlaufes in der NO_3^- -Konzentration der Quellen der Gruppe 4 und des Tröpolacher Baches (A_TRÖ).
Graphical illustration of the temporal variation of the NO_3^- concentration of the springs of group 4 and of Tröpolacher Bach (A_TRÖ).

Behauptung einer Beeinflussung viel zu gering, bedenklich stimmt allerdings die extrem hohe elektrische Leitfähigkeit. Es sind zwar Schwankungen im Verlauf des NO_3^- -Gehaltes zu erkennen, diese belaufen sich aber um maximal 1 mg/l, wobei ein Anstieg im Sommer und ein zweiter kleinerer im November zu erkennen ist. Da der Auftrag des Düngers allerdings im Frühjahr erfolgt, muss die Versickerung in den Untergrund relativ langsam vor sich gehen. Ein möglicher Grund, weshalb nicht einmal im Abfluss des Tröpolacher Baches ein Nachweis von Düngemitteln erfolgte, kann auch die punktuelle Messung im Rahmen der Dauerbeobachtung sein, die ja nur einmal im Monat stattfand (Abschwemmung von Düngemitteln wird nicht registriert).

In Fig. 24 ist der Beweis zu sehen, dass die Quellen Ru 9, Ru 11 und Ru 11b ein deutlich anderes Einzugsgebiet besitzen als die übrigen Quellen im Untersuchungsgebiet. Als repräsentative Vergleichsquelle wurde Do 7 herangezogen, deren Einzugsgebiet deutlich durch das Karbonatmassiv des Alpen- und Zweikofel abgegrenzt ist. Im Diagramm erkenntlich gemacht wurde dies durch das Einfügen einer Trendlinie, wobei nahezu alle Werte der Quellen dieser Gruppe unter dieser liegen. Sie besitzen durchwegs höhere elektrische Leitfähigkeitswerte, weisen aber im Verhältnis dazu einen viel zu kleinen Anteil an HCO_3^- auf. Die Korrelation zwischen dem HCO_3^- und dem SO_4^{2-} (Fig. 25) tritt den Beweis an, dass ein hoher Anteil der im Wasser gelösten Stoffe durch das SO_4^{2-} bestimmt wird. Im Vergleich dazu ist er bei der Quelle Do 7 verschwindend klein. Der Grund dafür kann aber nicht in den Düngemitteln liegen, die kaum SO_4^{2-} enthalten. Viel wahr-

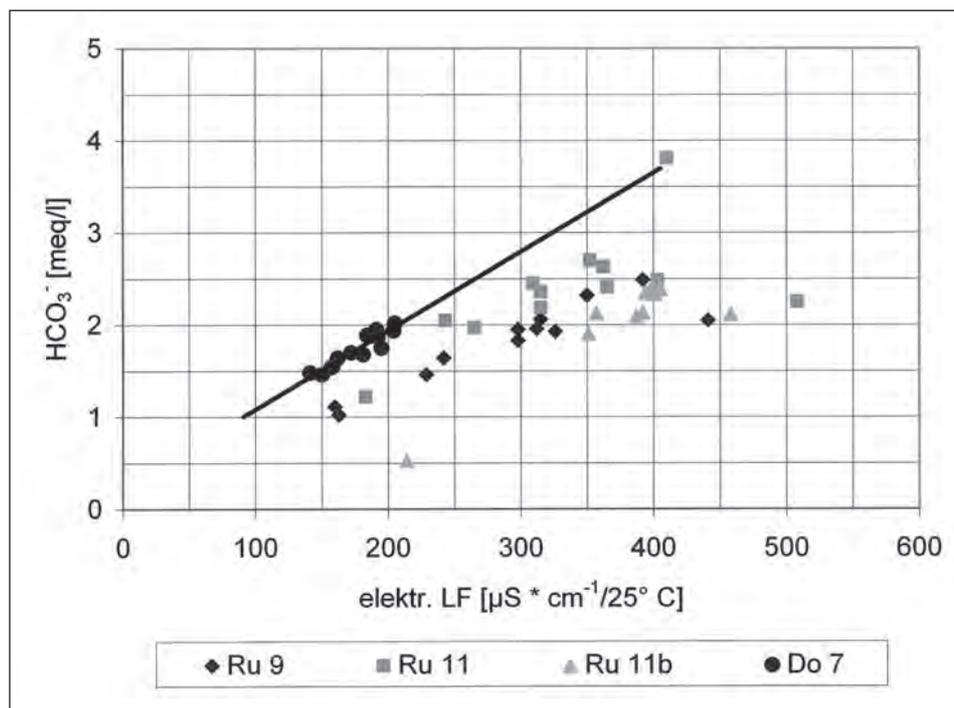


Fig. 24: Korrelation zwischen HCO_3^- und der elektrischen Leitfähigkeit (LF) der Quellen der Gruppe 4 und Do 7.
Correlation between HCO_3^- and the electrical conductivity (LF) of the springs of group 4 and Do 7.

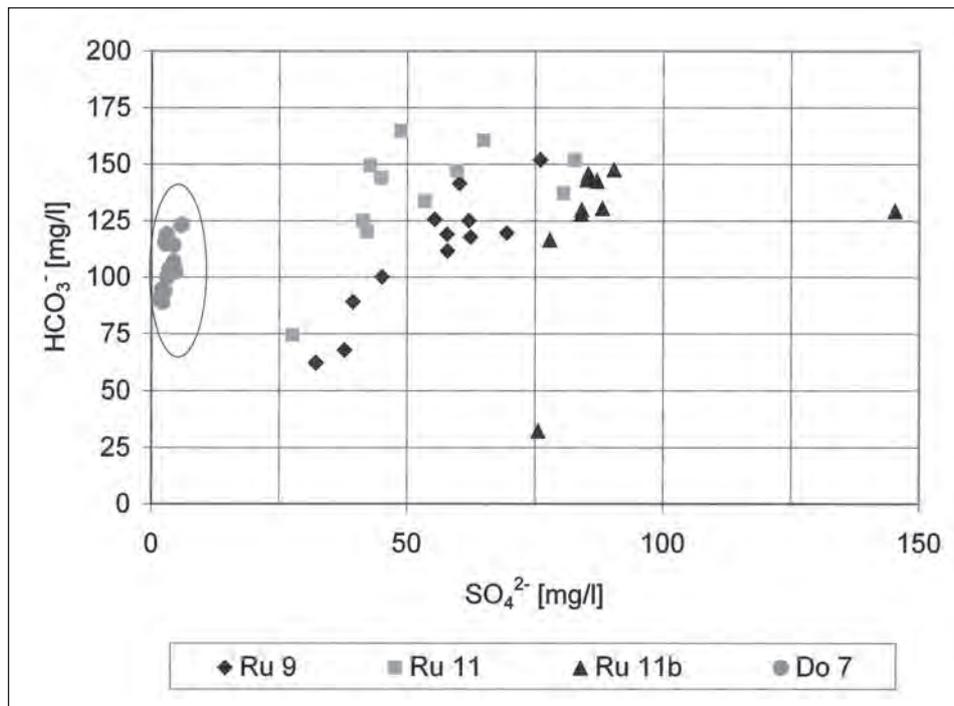


Fig. 25: Korrelation zwischen HCO_3^- und SO_4^{2-} der Quellen der Gruppe 4 und Do 7.
Correlation between HCO_3^- and SO_4^{2-} of the springs of group 4 and Do 7.

scheinlicher ist die Herkunft geologisch bedingt. Es ist zwar nicht bekannt, dass Gipse in diesem Gebiet auftreten, allerdings gibt es größere Vorkommen von Pyriten in den Konglomeraten der Auernigschichten, die dafür verantwortlich sein könnten. Dies impliziert auch, dass alle drei Quellen der Gruppe 4 diese geologische Formation entwässern und nicht, wie anfangs angenommen, zumindest die Ru 11 und die Ru11b ihr Einzugsgebiet ausschließlich in den Schiefen der Grenzlandbänke besitzen. Aller Wahrscheinlichkeit nach dürfte es sich um Mischwasser handeln, wobei der dominierende Charakter von den SO_4^{2-} -reichen Konglomeraten stammt.

Durch die Erstellung einer Trendanalyse in Bezug auf den zeitlichen Verlauf der Summe der Kationen für alle Quellen hat sich herausgestellt, dass vor allem die Wässer der Gruppe 4 eine hohe Variation verzeichnen. In Fig. 26 ist dies deutlich zu erkennen, wobei zum Vergleich der Verlauf der Quelle Ru 28 ebenso eingetragen wurde. Die Auswertung der Daten hat ergeben, dass ein sinusähnlicher Trend allerdings nur bei den Wässern der Gruppe 4 zu vermerken ist, im Frühjahr der Gehalt der im Wasser gelösten Kationen bzw. Anionen stark reduziert ist und ab den Sommermonaten Juni/Juli eine ansteigende Tendenz zu erkennen ist. Zurückzuführen ist dies zum einen auf die hohe Porosität der Konglomerate der Auernigschichten, wodurch ein Einfluss durch Ereignisse an der Oberfläche gegeben ist. Zum anderen kann dies damit erklärt werden, dass im Sommer mehr freie Kohlensäure in das Wasser eingebracht wird und es damit zu einer höheren Lösungsbereitschaft kommt. Der Zusammenhang zwischen den Eigenschaften der Quellwässer und den Niederschlägen an der Oberfläche wird ebenso durch eine Korrelation der Summe der Kationen mit der Quellschüttung

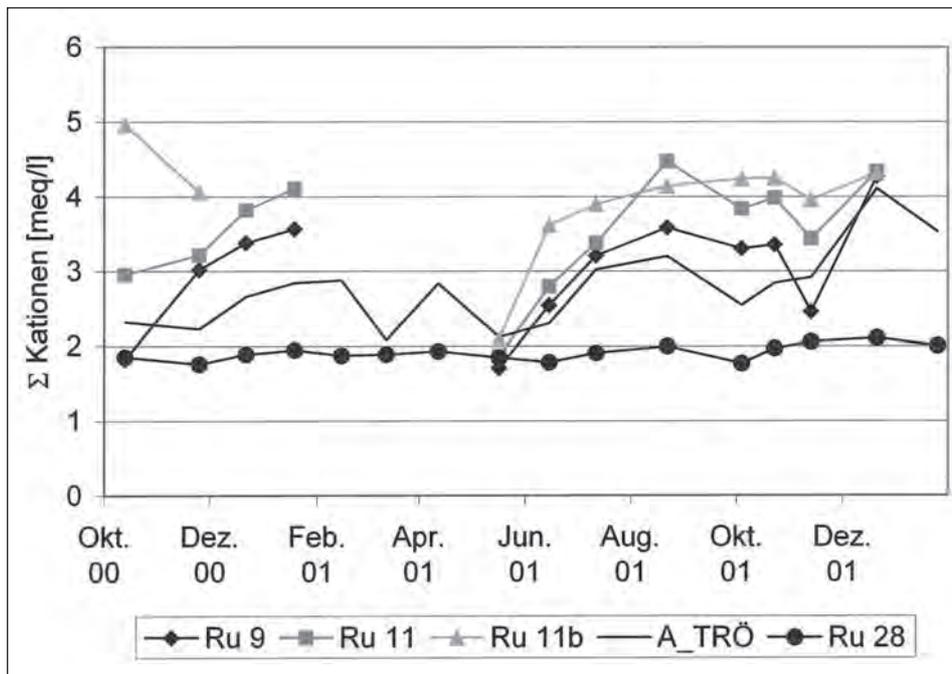


Fig. 26: Trendanalyse bezüglich der Summe der Kationen der Wässer der Gruppe 4 und Ru 28.
Trend analysis of the sum of the cations of the waters of group 4 and Ru 28.

dokumentiert. Hier zeigt es sich, dass sich bei den Quellen Ru 11 und Ru 11b eine deutliche Abnahme der Mineralisation mit zunehmender Wassermenge einstellt. Erklärbar ist dies durch den Verdünnungseffekt, der durch zuströmendes Wasser von der Oberfläche verursacht wird. Es ist auch ein Indiz, dass im Frühjahr weniger gelöste Stoffe im Wasser enthalten sind, da zu dieser Zeit auch Schmelzwasser in das System eindringt.

Nach der Auswertung der gesammelten hydrochemischen Daten ergibt sich folgendes Bild in Hinblick auf die unterschiedlichen Infiltrationsbedingungen:

- Im Bereich des Trogkofel herrscht vor allem flächenhafte Infiltration vor, wobei an manchen Stellen durch die Karstphänomene ebenso punktuell oder linear Wasser in den Untergrund versickern kann. Die Speicherfähigkeit der Trogkofelkalke ist aber dennoch recht gut, die Verkarstung dürfte noch nicht sehr weit fortgeschritten sein.
- Das Karbonatmassiv des Alpen- und Zweikofel und des Massivs südöstlich des Trogkofel sind durch eine gute Homogenität gekennzeichnet. Eine mögliche Verkarstung spielt bezüglich der Infiltration keine nennenswerte Rolle. Der überwiegende Teil des Niederschlages versickert flächenhaft in den Untergrund.
- Die Konglomerate der Auernigschichten sind aufgrund ihrer hohen Porosität auf Oberflächeneinflüsse sehr anfällig.

Diese Beschreibung des Untersuchungsgebietes bezüglich des Stofftransportes gibt uns eine gute Hilfestellung für die Erläuterung der Vulnerabilität. Die Daten wurden in das Konzept VURAAS eingebaut und sind ein wichtiger Bestandteil der Bewertung der Infiltration.

5.2. Isotopenhydrologie

Bei der Anwendung des $\delta^2\text{H}/\delta^{18}\text{O}$ -Diagramms (Fig. 27, 28) für die untersuchten Quellen im Testgebiet ist deutlich zu erkennen, dass nahezu alle Werte über der „meteoric water line“ (MWL) liegen. Nur ein Messwert der Quelle Ru 73 liegt deutlich unter dieser Linie. Dies ist entweder auf einen Probenahme- oder Messfehler zurückzuführen, oder auf einen deutlichen Einfluss von Verdunstungseffekten, wobei ja im Vergleich zu ^2H deutlich mehr ^{18}O angereichert wird. Da dieser Messwert allerdings von der Analyse einer Probe entstammt, die im April 2001 genommen wurde und es zu dieser Zeit im Hochgebirge kaum derart bestimmende Verdunstungsmöglichkeiten vorherrschen, ist ersteres wahrscheinlicher. In den beiden Diagrammen der Fig. 27 und Fig. 28 sind zwei Drittel der untersuchten Quellen dargestellt. Die restlichen Analysenwerte wurden ebenso ausgewertet, es ergaben sich dabei aber keine auffallenden Abweichungen, weshalb das Resultat nicht extra in einem Diagramm veranschaulicht wurde.

Die Tatsache, dass fast alle Werte über der MWL liegen, lässt aber auch den Schluss zu, dass der klimaabhängige Faktor Exzess nicht ganz mit dem der MWL übereinstimmt. Der Exzess von 10 lässt einen Niederschlag vom atlantischen Meer her annehmen. Im östlichen Mittelmeerraum liegt er jedoch bei 22. Dies bedeutet, dass im Gebiet Nassfeld der Einfluss des Mittelmeerklimas gegenüber den westlichen Wetterlagen überwiegt. Bei der Einbindung der Analysenergebnisse der Niederschlagsproben der Station Nassfeld in das $\delta^2\text{H}/\delta^{18}\text{O}$ -Diagramm und der dazugehörigen Trendgeraden ist dieser Anstieg im Exzess zu bemerken. Das Ergebnis dieser Niederschlagsgeraden ist: $\delta^2\text{H} = 8,3674 \delta^{18}\text{O} + 13,617$.

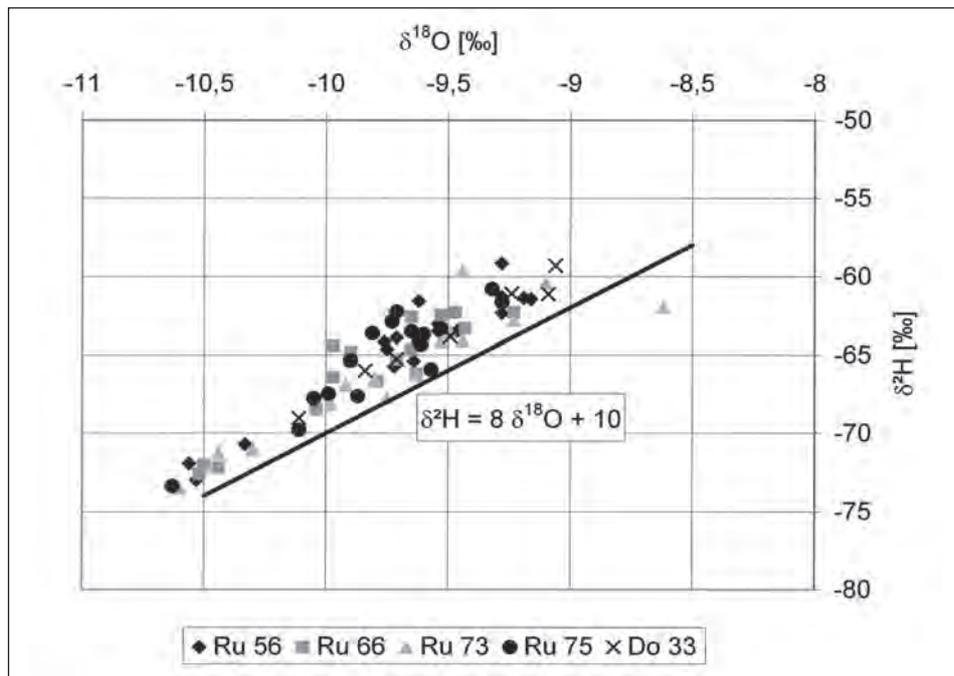


Fig. 27: $\delta^2\text{H}/\delta^{18}\text{O}$ -Diagramm der Quellen der Gruppe 2 und Do 33.
 $\delta^2\text{H}/\delta^{18}\text{O}$ diagram of the springs of group 2 and Do 33.

Für eine wasserwirtschaftliche Nutzung ist das Maß der unterirdischen Speicherung von Quellwässern ein bedeutendes Kriterium. Nach entsprechend langer Beobachtung kann der Wechsel von Auffüllen unterirdischer Speicherräume zu Zeiten aktiver Infiltration und deren Auslaufen in Trockenperioden durch verschiedene Parameter, wie etwa Abflussgang, chemischer und physikalischer Beschaffenheit des Wassers, erfasst werden. Die Beurteilung der unterirdischen Speicherung stützt sich vor allem auf das jahreszeitliche Schwankungsverhalten der einzelnen Parameter.

Der Jahresgang des Gehaltes an ^{18}O bei den einzelnen Wässern beruht vor allem auf dem Temperatureffekt, einer temperaturabhängigen Isotopengehaltsänderung bei Phasenübergängen (Verdunstung, Kondensation). So weisen die Isotopengehalte der Niederschläge im Sommer ein Maximum, im Winter ein Minimum auf, wobei die Differenz in unserer Klimazone etwa $9 \text{ }^{18}\text{O}\delta\%$ beträgt. Ausgehend von der Tatsache, dass die Winterniederschläge isotopisch leichter sind als die Sommerniederschläge, müsste sich demnach bei einer schnellen Durchströmung des Untergrundes zur Zeit der Schneeschmelze ein merkliches Absinken bzw. bei höheren Niederschlagsabflüssen infolge ergiebiger Sommerregen ein deutliches Ansteigen des Gehaltes an stabilen Isotopen am Quellaustritt einstellen.

Diese Verhältnisse treffen bei den Quellen im Untersuchungsgebiet nur bedingt zu. In Fig. 29 sind die Niederschlags- und Temperaturverhältnisse am Nassfeld dargestellt. Die Werte stammen von der Station Nassfeld, die auf einer Höhe von 1530 m liegt. Sie befindet sich zwar nicht unmittelbar im Testgebiet, aber direkt am nahe gelegenen Nassfeldpass, wodurch eine Interpolation der Wetterverhältnisse auf das Untersuchungsgebiet zu rechtfertigen ist. In dieser Grafik ist deutlich zu erkennen, dass die meisten Niederschläge in den Sommermonaten fallen und die jahreszeitlichen

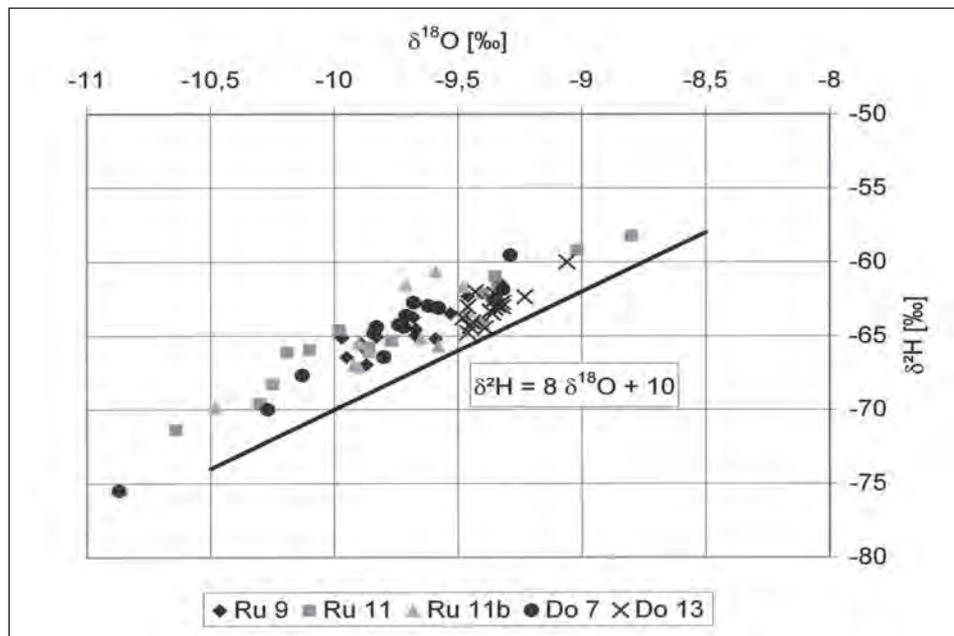


Fig. 28: $\delta^2\text{H}/\delta^{18}\text{O}$ -Diagramm der Quellen der Gruppe 4, Do 7 und Do 13.
 $\delta^2\text{H}/\delta^{18}\text{O}$ diagram of the springs of group 4, Do 7 and Do 13.

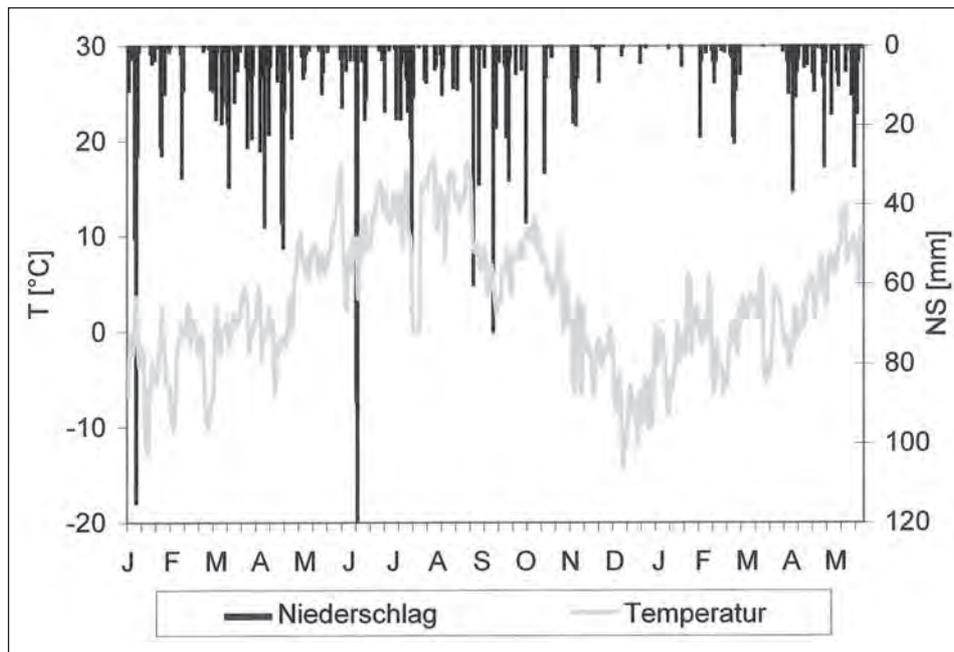


Fig. 29: Jahreszeitlicher Temperatur- und Niederschlagsverlauf am Nassfeld (1530 m) von Jänner 2001 bis Mai 2002.

Seasonal variation of temperature and precipitation in Nassfeld area (1530 m) from January 2001 until March 2002.

Temperaturschwankungen durchaus einen Einfluss auf den Isotopengehalt in den Wässern haben sollten.

In den Fig. 30 und Fig. 31 sind für das Testgebiet beispielhafte Quellen mit ihren ^{18}O -Werten dargestellt. Generell kann man sagen, dass die meisten Quellen dem Trend im Frühjahr folgen und zu dieser Zeit die geringsten ^{18}O -Konzentrationen aufweisen. Es gibt allerdings auch Ausnahmen, wie z. B. die Quelle Do 13, die das gesamte Jahr hindurch einen relativ konstanten ^{18}O -Gehalt aufweist. Dies spricht für eine gute Durchmischung des Quellwassers und für eine längere Speicherung im Untergrund. Die meisten Quellen werden aber sicher von Schmelzwässern im Frühjahr mehr oder weniger beeinflusst, wobei die maximale Schwankung etwa $2,5 \text{ }^{18}\text{O}\delta\%$ beträgt. Zum Vergleich liegt das Mittel der Schwankung im Niederschlag in unseren Breiten bei etwa $9 \text{ }^{18}\text{O}\delta\%$. Dies bedeutet eine mittlere Verweilzeit der Wässer, berechnet nach dem Exponentialmodell, von etwa einem halben Jahr.

Der Einfluss der Sommerniederschläge ist bei den Quellen im Testgebiet auch deutlich zu erkennen. Wie in Fig. 29 gezeigt, kommt es im Juli/August zu den meisten und heftigsten Niederschlägen im Jahr. Die Kurve des ^{18}O -Gehaltes steigt allerdings erst mit September/Oktober wieder an. Dies bedeutet, dass die meisten Quellen nur eine sehr geringe oberflächennahe Zirkulation aufweisen und somit von den Starkniederschlägen nicht direkt beeinträchtigt werden.

Grundsätzlich erkennt man aber im Verlauf des ^{18}O -Gehaltes bei den Quellen des Untersuchungsgebietes die Schwankungen zwischen den Sommer- und Wintermonaten, die durchaus ein nur geringes Wasseralter widerspiegeln.

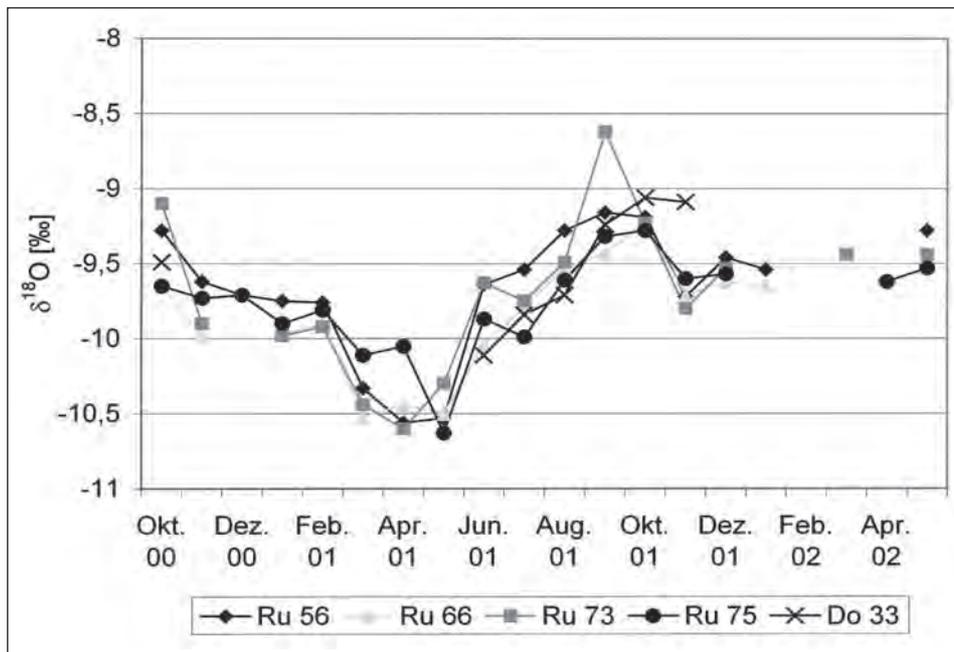


Fig. 30: Jahreszeitlicher Verlauf des ^{18}O -Gehaltes bei den Quellen der Gruppe 2 und Do 33.
Seasonal variation of ^{18}O in the springs of group 2 and Do 33.

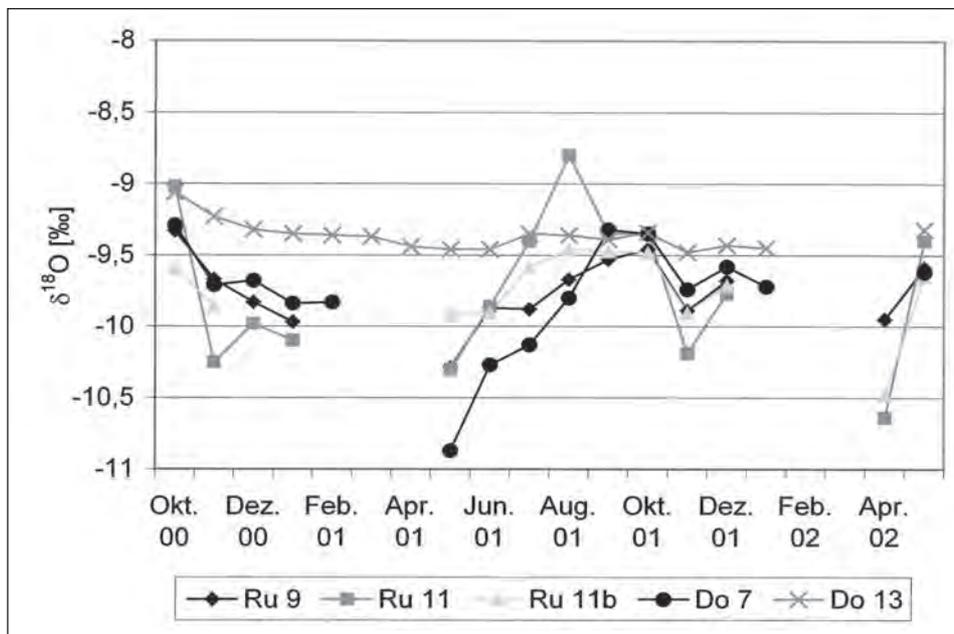


Fig. 31: Jahreszeitlicher Verlauf des ^{18}O -Gehaltes bei den Quellen der Gruppe 4, Do 7 und Do 13.
Seasonal variation of ^{18}O in the springs of group 4, Do 7 and Do 13.

5.3. Einzugsgebietsbestimmung

Die Anwendung von Isotopen in der Hydrologie dient unter anderem auch zur höhenmäßigen Gliederung von Einzugsgebieten, die unter bestimmten Voraussetzungen aufgrund des Temperatur- bzw. Höheneffektes vorgenommen werden kann. Mit zunehmender orografischer Höhe tritt eine Abnahme des ^{18}O -Gehaltes in den Niederschlägen auf. Diese Abnahme beträgt, wie Untersuchungen im alpinen Bereich zeigen, zwischen 0,17 und 0,25 ‰ bei einer Höhenzunahme von 100 m. Grundvoraussetzung für diese Berechnungsart ist jedoch die Erfassung eines repräsentativen Mittelwertes des Isotops von bestimmten Quellwässern. Die im Untersuchungsgebiet durchgeführten Langzeitmessungen von der Dauer in etwa eines Jahres und der Beprobungsdichte eines Monats stellen günstige Voraussetzungen als Berechnungsgrundlage dar.

Unter Berücksichtigung einer definierten ^{18}O -Abnahme pro 100 m Seehöhe stehen für eine höhenmäßige Eingliederung von Quelleinzugsgebieten mehrere Möglichkeiten offen:

1. Es liegen Analysen stabiler Isotope von Niederschlagswässern einer Station vor, die in größerer Höhe gelegen ist und deren Zeitreihen eine Mittelwertbildung zulassen. Für diese Möglichkeit wurde die Station Nassfeld herangezogen. Die Resultate sollten aber mit einer gewissen Vorsicht betrachtet werden, da die Messreihe nicht allzu lange ist und deshalb der Mittelwert nicht unbedingt repräsentativ für das Gebiet sein muss.
2. Berechnung der mittleren Einzugsgebietshöhe über die mittlere Lufttemperatur nach der Formel von K. ROZANSKI et al. (1982b):

$$^{18}\text{O} = 0,35 * t - 11,80 \text{ ‰.}$$

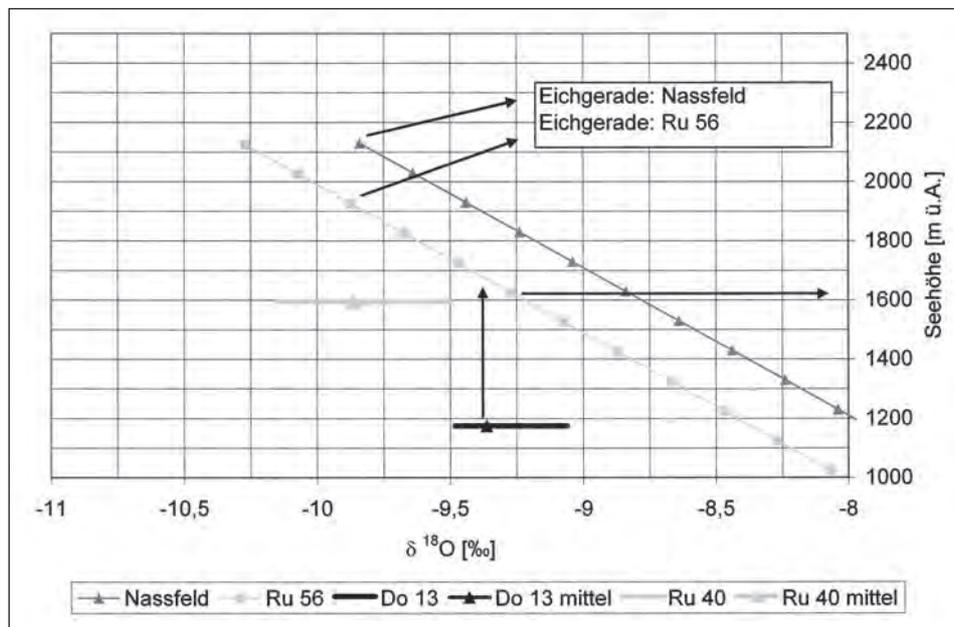


Fig. 32: Mittlere Einzugsgebietshöhen aus ^{18}O -Mittelwerten.
Mean altitude of catchment areas calculated using the mean value of ^{18}O .

3. Berechnung über die Ableitung von Einzugsgebietshöhen von einer sogenannten „Eichquelle“. Dabei ist die Kenntnis eines nach Möglichkeit geologisch abgrenzbaren Einzugsgebietes eines bestimmten Quellaustrittes notwendig.
4. Ableitung von Einzugsgebietshöhen über die Beziehung zwischen Lufttemperatur, Höhe und ^{18}O -Gehalt von Niederschlagswässern. Dabei wird der Isotopengradient im Niederschlag über die Beziehung zwischen Temperatur und ^{18}O aufgrund monatlicher Messwerte einer Niederschlagsstation berechnet. Das Resultat wird dann über eine Temperatur/Höhen-Beziehung in eine ^{18}O /Höhen-Relation übertragen.

In Fig. 32 ist die Bestimmung mittlerer Einzugsgebietshöhen von Quellen im Untersuchungsgebiet über eine bekannte Bezugsgröße dargestellt. In diesem Diagramm sind zwei Möglichkeiten abgebildet, die allerdings zu unterschiedlichen Resultaten führen. Zum einen wurde eine Eichgerade über die Niederschlagswerte der Station Nassfeld erstellt. Diese Linie markiert die ^{18}O -Abnahme pro 100 Meter Seehöhe um $0,2 \text{ ‰}$ mit dem ^{18}O -Mittelwert der Niederschläge als Ausgangspunkt. Stellt man die ^{18}O -Werte der einzelnen Quellen mit dieser Eichgeraden in Beziehung, erhält man ihre mittlere Einzugsgebietshöhe (dargestellt mit den schwarzen Pfeilen). Am Beispiel der Quelle Ru 40 würde allerdings die Höhe bei etwa 2125 m liegen, das definitiv nicht richtig sein kann, da der höchste Punkt im Untersuchungsgebiet, der Trogkofel, gerade einmal 2280 m hoch ist. Dies bedeutet, dass die Eichgerade der Niederschläge der Station Nassfeld viel zu hoch liegt. Der Grund dafür

Tab. 10: Vergleich der Ermittlung der mittleren Höhe der Einzugsgebiete mit Hilfe der Eichgerade Niederschlagsstation Nassfeld und der Eichgerade Quelle Ru 56.
Comparison of the mean altitude of the catchment areas with the help of regression line from precipitation station Nassfeld and spring Ru 56.

Quellen	Mittelwert $\delta^{18}\text{O}$ [‰]	mittlere Einzugsgebietshöhe [m ü.A.]	
		Eichgerade Nassfeld	Eichgerade Ru 56
Gruppe 1			
Ru 28	-9,78	2075	1875
Ru 30	-9,80	2100	1900
Ru 30/2	-9,75	2080	1880
Ru 40	-9,86	2140	1940
Gruppe 2			
Ru 56	-9,67	2025	1825
Ru 66	-9,84	2120	1920
Ru 73	-9,67	2025	1825
Ru 75	-9,76	2060	1860
Gruppe 3			
Do 7	-9,78	2075	1875
Do 13	-9,36	1880	1680
Do 33	-9,51	1940	1740
Do 40	-9,75	2080	1880
Gruppe 4			
Ru 9	-9,76	2060	1860
Ru 11	-9,74	2080	1880
Ru 11b	-9,75	2080	1880



ist entweder, dass die Station nicht direkt im Untersuchungsgebiet liegt und daher nicht zu 100 % repräsentativ ist oder viel mehr, zu wenige ^{18}O -Daten vorliegen, deren Zeitreihen keinen Mittelwert zulassen. Für die Bestimmung über den Niederschlag ist es notwendig, dass ^{18}O -Messungen von mehreren Jahren bis Jahrzehnten bestehen. Deshalb wurde auch eine zweite Eichgerade ermittelt, die über eine bestimmte „Eichquelle“ generiert wurde. Diese Quelle Ru 56 hat ein Einzugsgebiet, das geologisch gut abgegrenzt werden kann und eine mittlere Höhe von 1825 m aufweist. Die Resultate über diese Eichgerade sind plausibel und werden für andere dauerbeobachtete Quellen in Fig. 32 dargestellt.

Zusätzlich wurde noch versucht, die mittlere Höhe der Einzugsgebiete über die Möglichkeit 4 zu bestimmen. Hier zeigte sich abermals in der Auswertung, dass die vorhandenen Daten der Niederschlagsstation Nassfeld über den ^{18}O -Gehalt nicht ausreichen, um ein plausibles Resultat zu erhalten. Bei dieser Methode ist es außerdem noch notwendig eine zweite Messstation in der näheren Umgebung des Untersuchungsgebietes zu haben, damit auch eine sinnvolle Temperatur/Seehöhen-Korrelation durchgeführt werden kann. Dies ist beim Testgebiet Nassfeld nicht gegeben und so wurden die Resultate dieser Auswertung wieder verworfen.

In Tab. 10 ist das Ergebnis der Ermittlung der mittleren Höhe der Einzugsgebiete im Vergleich der zwei verschiedenen Methoden dargestellt. Zu erkennen ist allerdings, dass die Einzugsgebiete im Untersuchungsgebiet eine mittlere Höhe zwischen 1680 und 1940 m aufweisen.

6. Beregnungsversuche

6.1. Beregnungsversuche – eine Literaturrecherche

6.1.1. Bandbreite des Abflusskoeffizienten aus Literaturangaben

Ziel des Literaturstudiums war es, die Bandbreite von Abflusskennwerten von Einzelberegnungsversuchen auf vier Standorten mit unterschiedlicher Landnutzung darzulegen und die Einflussfaktoren für einen erhöhten Abflusskoeffizienten hervorzuheben. Die Bandbreite der Abflusskoeffizienten kann unter standortbezogenen Einschränkungen auf Einzugsgebiete mit vergleichbarer hydrologischer, geologischer und pedologischer Ausgangssituation sowie Vegetationsausstattung übertragen werden (M. FUCHS et al., 1999).

Zu diesem Zweck wurden ca. 120 in der Literatur dokumentierte Beregnungsversuche tabellarisch ausgewertet und die Auswertung von G. BUNZA & T. SCHAUER (1989) von 150 Beregnungsversuchen integriert. Die 270 Standorte der Beregnungsversuche wurden in vier Landnutzungsklassen unterteilt:

1. Weiderasen (und Feuchtflächen),
2. Zwergstrauchheide und nicht beweidete Flächen,
3. Waldbestand,
4. Schipisten (und vegetationsloser Untergrund).

Bei der Landnutzung spielen die Intensität der Bewirtschaftung und die Bodenphysik eine große Rolle für die Abflussentstehung und den Abflussbildungsprozess, in dem sie den Abflusskoeffizienten z. B. erhöhen.

Bisherige Untersuchungen lassen sich in einer Auflistung von abflussbestimmenden Faktoren zusammenfassen. Einen Einfluss auf den Abflusskoeffizienten haben:



- der Vegetationskomplex (Landnutzung),
- die Intensität der Bewirtschaftung (z. B. intensive Weidewirtschaft, Schipisten),
- die Phytomasse (Anteil an lebenden Gräsern/Pflanzen),
- die Nekromasse (Anteil an abgestorbenem Pflanzenmaterial),
- der Streuanteil (lose Auflage am Boden),
- die Bodenstruktur (räumliche Anordnung/Einregelung und Form der Gemengteile, Lagerungsdichte, Makroporen, Sekundärporen wie Wurzelkanäle),
- die Aggregatstabilität,
- die Verteilung der Feststoffsubstanz und Porenvolumina (Gröbstoporenvolumen),
- die Bodenart (Textur),
- die Ausgangsbodenfeuchte.

G. MARKART & B. KOHL (1995) unterstreichen den größeren Einfluss der Phytomasse und Nekromasse auf den Abflussbildungsprozess und weisen auf einen geringeren Einfluss der Hangneigung und der Bodentextur – wie zuvor auch I. NEUWINGER (1990) und E. LANG (1995) – hin.

Neben der Größe, Form und den erwähnten gebietsspezifischen Einflussfaktoren muss noch der Input des Niederschlages berücksichtigt werden. So kann sich im Hochgebirge die Intensität, Dauer und Verteilung des Niederschlages kleinräumig sehr stark ändern.

Die Bandbreite des Abflusskoeffizienten (AK) auf Standorten mit Weiderasen (und Feuchtflächen), Waldflächen und Schipisten ist in den Grafiken (Fig. 33 bis 35) dargestellt. Der „senkrechte Balken“ verdeutlicht das Minimum und Maximum aller Abflusskoeffizienten. Die Punktsignatur zeigt, soweit ermittelt, den Medianwert an. In der Abszisse werden neben der Quellenangabe die Lage des Testgebietes und die Anzahl an Beregnungsversuchen (BV) angeführt.

Analog wurde die Bandbreite des Abflusskoeffizienten auch für die Standortklasse Zwergstrauchheide und nicht beweidete Flächen ermittelt, sie reicht von 0 bis 0,38. Bei Waldstandorten liegt eine Spanne von 0 bis 0,57 vor, auf Schipisten schwankt der Minimal- und Maximalwert des Abflusskoeffizienten zwischen 0,03 und 0,78.

Die Bandbreite des Abflusskoeffizienten auf Weiderasen (und Feuchtflächen) erstreckt sich von 0 bis 1 (Fig. 33). Dieses Ergebnis erfordert eine weitere Analyse bezüglich abflussbestimmender Einflussfaktoren. Korrelationen mit der Hangneigung, der Intensität des Niederschlages und der Lagerungsdichte brachten kein zufriedenstellendes Ergebnis.

6.1.2. Nekromasse und Streu erhöhen den Abflusskoeffizienten

Die Auswirkungen der Nekromasse und der Streu auf das Abflussverhalten betroffener Standorte werden anhand von 16 in der Literatur dokumentierter Beregnungsversuche beschrieben. Die Angaben beziehen sich auf Standorte mit Weiderasen, an denen die Phytomasse/Nekromasse und die Streu bestimmt wurden.

Die Abflusskoeffizienten wurden mit dem Anteil an Nekromasse korreliert (Fig. 36). Die Nekromasse ist der Anteil an abgestorbenen Gräsern und Pflanzen, die im Boden noch verwurzelt sind. Zur Streu wird jene Bodenaufgabe gezählt, die mit dem Boden nicht in Verbindung steht (z. B. abgefallene Nadeln, Düngung, Blätter).

Es ist in der Korrelation ein deutlicher Trend zwischen der Nekromasse und dem Abflusskoeffizienten zu erkennen, wobei sich bereits drei Klassen abzeichnen. In weiterer Folge wurden nun jene Standorte miteinander verglichen, die einen Anteil an

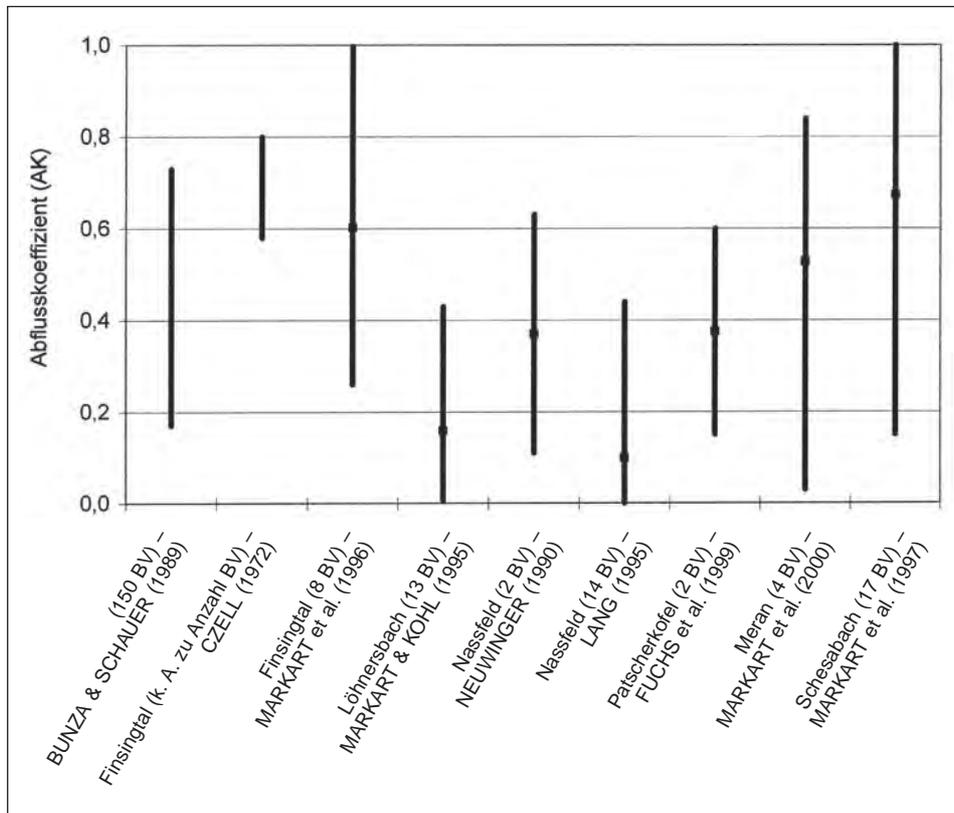


Fig. 33: Bandbreite des Abflusskoeffizienten (AK) bei Weiderasen (und Feuchtfleichen).
Spectrum of the runoff coefficient (AK) of alpine pasture areas (and waterlogged areas).

Nekromasse von > 30 % aufweisen (Fig. 37). Bei diesen Berechnungsversuchen wurde die Menge an Streu [g/m²] mit dem Abflusskoeffizienten korreliert.

Wiederum lassen sich Gruppierungen vornehmen. So beinhalten jene Standorte mit mehr als 175 g/m² Streu die höchsten Abflusskoeffizienten.

Als Resultat dieser Analyse von zusammenhängenden Einflussfaktoren kann die ursprünglich große Bandbreite an Abflusskoeffizienten bei Weiderasenflächen (von 0,15 bis 0,85) in folgende drei Klassen aufgliedert werden (Fig. 38):

1. Nekromasse < 30 %,
2. Nekromasse > 30 % und Streu < 175 g/m²,
3. Nekromasse > 30 % und Streu > 175 g/m².

Die Nekromasse und die Streu sind nicht nur auf Weiderasen von Bedeutung. Auf Schipisten mit Kunstsnow z. B. ist durch die Verzögerung der Vegetationsperiode und durch die Düngung nach der Ausaperung der Anteil an toten Gräsern und Streu sehr oft erhöht. A. CERNUSCA et al. (1989) und Ch. NEWSELY & A. CERNUSCA (2000) beschreiben die Auswirkungen des Kunstsnows auf die Vegetation im Detail. Die hydrologischen Auswirkungen der Nekromasse und der Streu auf den Abflusskoeffizienten auf Schipisten ist zukünftig noch zu untersuchen.

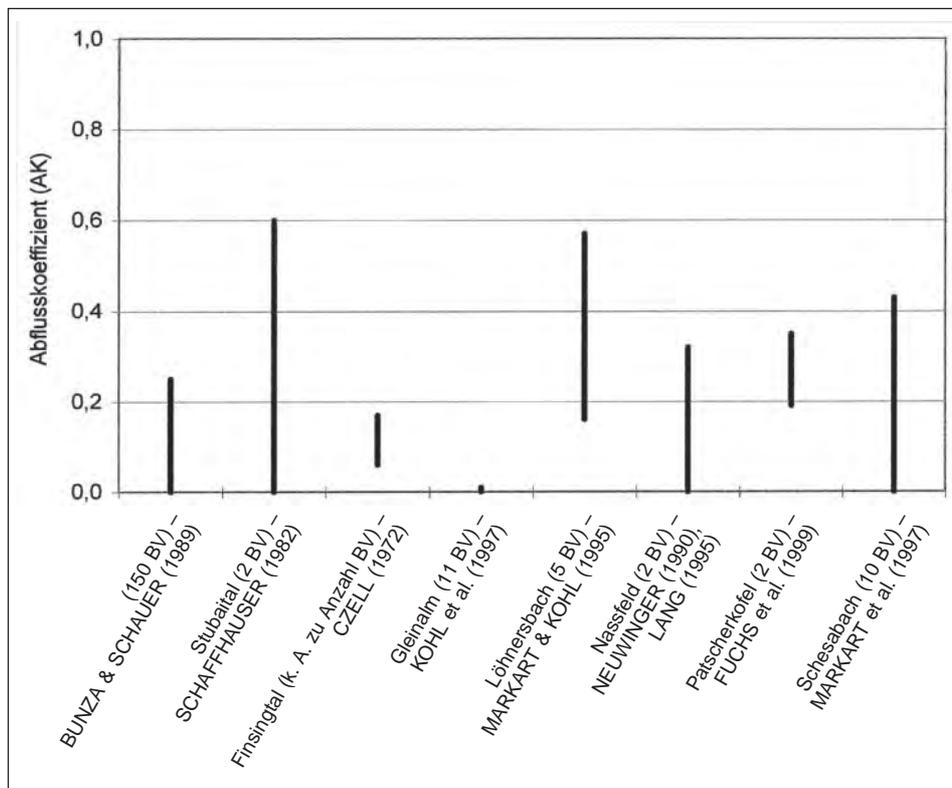


Fig. 34: Bandbreite des Abflusskoeffizienten (AK) bei Waldstandorten.
Spectrum of the runoff coefficient (AK) at forest covered sites.

Das Ziel der Literaturrecherche war die Ermittlung der Bandbreite des Abflusskoeffizienten auf vier unterschiedlichen Standorten. Darüber hinaus wurde die Relevanz der abflussbestimmenden Einflussfaktoren überprüft. Die Übertragbarkeit der theoretischen Minimum- und Maximum-Werte der Literatur auf andere Testgebiete ist kritisch zu prüfen, da jedes Testgebiet auf Niederschlagsereignisse individuell reagiert. Vergleichbare Verhältnisse in den Einzugsgebieten geben jedoch einen Anhaltspunkt zum Abflusskoeffizienten.

Bei der Übertragung von Abflusskoeffizienten-Werten aus der Literatur für das Testgebiet Nassfeld wurden bevorzugt die Ergebnisse der Berechnungsversuche am Nassfeld für Standorte unter Wald und Zwergstrauchheide (I. NEUWINGER, 1990 und E. LANG, 1995) herangezogen.

Auf Schipisten und Almweiderasen wurden eigene Dauerregen- und Starkregensimulationen im Sommer und Herbst 2001 bzw. im Sommer 2002 durchgeführt. Die erhaltenen Abflusskennwerte für das Gesamtkonzept der Vulnerabilitätsbewertung wurden jenen aus der Literatur vorgezogen.

6.2. Berechnungsversuche auf Schipisten und Almweiden

Auf drei Testflächen wurden insgesamt acht Berechnungsversuche durchgeführt, um das Abflussverhalten und die Infiltrationseigenschaften unter Dauer- und Starkregen zu

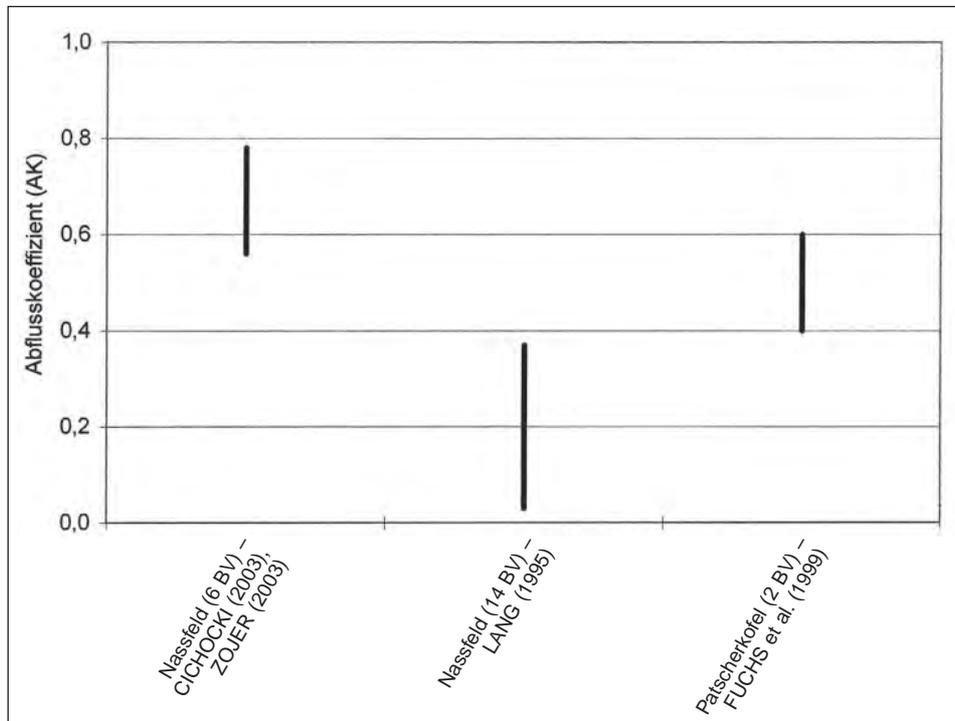


Fig. 35: Bandbreite des Abflusskoeffizienten (AK) bei Schipisten.
Spectrum of the runoff coefficient (AK) on ski-slopes.

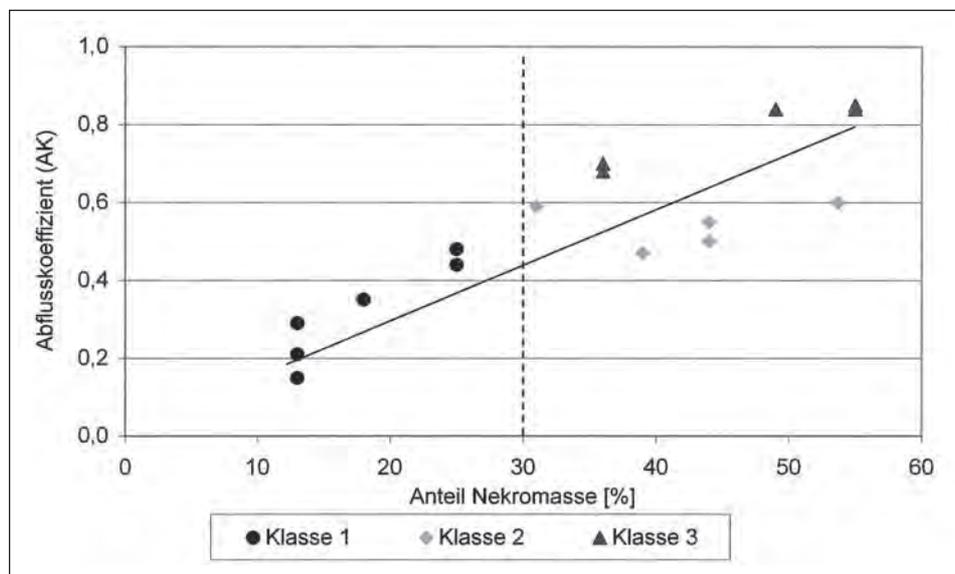


Fig. 36: Steigender Abflusskoeffizient (AK) mit zunehmendem Anteil an Nekromasse.
Increasing runoff coefficient (AK) with rising portion of nekromass.

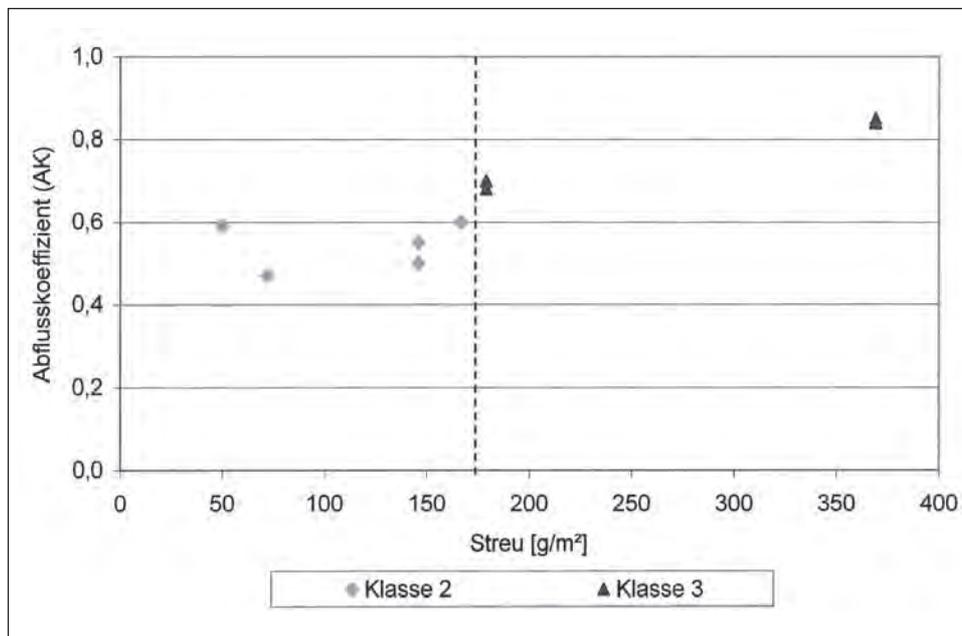


Fig. 37: Steigender Abflusskoeffizient (AK) bei erhöhter Streumenge auf Weidestandorten mit > 30 % Nekromasse.

Increasing runoff coefficient (AK) with increased amount of mulch at sites of alpine pasture areas with > 30 % nekromass.

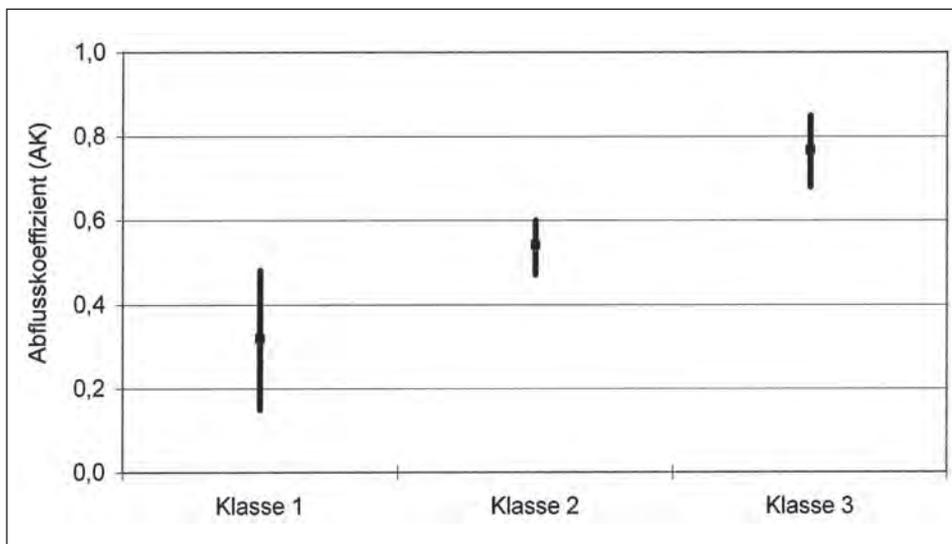


Fig. 38: Bandbreite des Abflusskoeffizienten (AK) auf Weiderasen – unterteilt in drei Klassen (Auswertung Nekromasse und Streu).

Spectrum of the runoff coefficient (AK) at sites with alpine pasture areas – sorted in three classes (evaluation of nekromass and mulch).

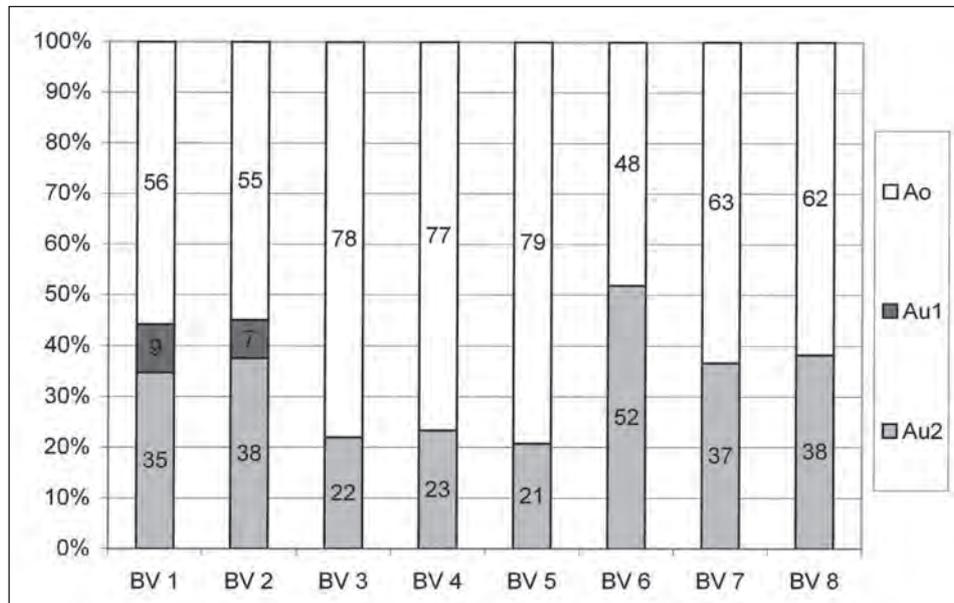


Fig. 39: Anteil an Oberflächenabfluss (Ao), Zwischenabfluss (Au1) und Basisabfluss (Au2) bei acht Beregnungsversuchen. BV 1 und BV 2 – Dauerregen auf neu planierter Schipiste Zweikofel; BV 3 bis BV 5 – Starkregen auf neu planierter Schipiste Zweikofel; BV 6 und BV 7 – Dauerregen auf Weiderasen auf Boden mit Kalkbraunlehm (Lubenbach); B 8 – Dauerregen im Randbereich einer konsolidierten Schipiste (Rudnigsattellift).

Proportion of surface runoff (Ao), interflow (Au1) and baseflow (Au2) during eight rain tests. BV 1 and BV 2 – permanent rain test on the ski-slope from mountain Zweikofel with new levelling; BV 3 to BV 5 – heavy rain test on the ski-slope from mountain Zweikofel with new levelling; BV 6 and BV 7 – permanent rain test at the site of alpine pasture (Lubenbach); BV 8 – permanent rain test at the area bordering a consolidated ski-slope (Rudnigsattel).

erfassen. Die Versuchsflächen waren auf je einem gebietsrepräsentativen Standort mit Weiderasen, einer konsolidierten Schipiste und einer neu planierten Schipiste eingerichtet.

Die Ergebnisse der Abflusskennwerte fließen in die Auswertung der Wasserbilanzierung ein. Die über die Bilanzberechnungen erhaltenen Werte für den Oberflächenabfluss (Ao) werden jenen Werten des Ao der Beregnungsversuche gegenübergestellt (Kap. 4.2.4.).

In der Grafik (Fig. 39) ist das Ergebnis der acht Beregnungsversuche (BV 1 bis BV 8) in Bezug auf die Mittelwerte für den Oberflächenabfluss (Ao), den Zwischenabfluss (Au1) und den Basisabfluss (Au2) dargestellt.

Der Zwischenabfluss wurde nur bei BV 1 und BV 2 gemessen. Bei den übrigen Versuchen ist er im Basisabflussanteil (Au2) enthalten.

6.2.1. Experimentanordnung

Bei der Dauerregensimulation auf dem Almweiderasen (BV 6 und BV 7) und auf der konsolidierten Schipiste beim Rudnigsattellift (BV 8) wurde eine Kleinregenanlage eingesetzt. Die Nettoberegnungsfläche (d. h. die Gesamtfläche abzüglich der berechneten Außenseiten) betrug 32 m² bzw. 16 m².

Bei den Versuchen auf der neu planierten Schipiste (Zweikofelabfahrt) wurde eine Großregenanlage verwendet. Die Randeffekte der Kleinregenanlage ($< 10 \text{ m}^2$) sind sicherlich von größerem Ausmaß als bei der Großregenanlage. Die Nachteile der Kleinregenanlage gegenüber der Großberegnung ($> 75 \text{ m}^2$) listen G. MARKART & B. KOHL (1995) punktuell auf. Als Beispiel seien die Windabdrift, laterale Sickerwasserverluste, lateral verlagertes Abfluss oder die direkte Beregnung der Abflussmessanlage zu nennen.

Die Resultate aller drei Beregnungsstandorte im Testgebiet erscheinen im Vergleich untereinander plausibel und werden als gebietsrepräsentative Abflusskennwerte zur Beschreibung des Inputs weiterverarbeitet.

Beregnungsversuch auf der Schipiste Zweikofel

Beim Beregnungsversuch auf der planierten „Zweikofelpiste“ kam die Großberegnungsanlage des Instituts für Lawinen- und Wildbachforschung der BFW Innsbruck zum Einsatz. Die Anlage ist für eine Beregnungsfläche von bis zu 300 m^2 konzipiert und kann der Geländemorphologie gut angepasst werden. G. MARKART & B. KOHL (1995) beschreiben die Anlage ausführlich. Die Beregnungsanlage wurde an den Hydranten der Beschneigungsanlage der Nassfeld Touristik GmbH angeschlossen. Somit konnte die Wasserversorgung der maximal benötigten 6 l/s für den Starkregen mit der geplanten Intensität von 100 mm/h vom Hydranten bewerkstelligt werden.

Die aufzubringende Niederschlagsmenge kann über Anzahl und Art der Düsen gesteuert werden (G. MARKART & B. KOHL, 1995). Es werden bei der Beregnung die Außenseiten der Versuchsfläche mitberegnet, um die seitliche Verlagerung des Niederschlagswassers auf der Erdoberfläche und im Boden zu kompensieren und um Verlusten durch Winddrift vorzubeugen.

Die Größe der Beregnungsfläche betrug 270 m^2 . Durch zwei Pistendränagegräben war die Länge der Beregnungsfläche in der Fallrichtung auf 27 m limitiert. Die Breite betrug 10 m .

Die Untersuchungsziele wurden erreicht durch:

- direkte Messung von Oberflächen- und Zwischenabfluss an der Auffangrinne am unteren Ende der Beregnungsfläche,
- Untersuchungen zum Stofftransport durch die Wasserprobenentnahme über Saugkerzen,
- Untersuchung des Wassertransportes und der Wassersättigung im Boden durch Messung des Bodenwassergehalts mittels Time-Domain-Reflectometer-Sonden vor, während und nach dem Beregnungsversuch,
- Untersuchungen zur Wasseraufnahme und potentiellen Infiltration bei Feldkapazität (Inf_{pot}) über bodenphysikalische Analysen durch das BFW Innsbruck,
- 2D-Darstellung der Bodenwasserhältnisse durch bodenphysikalische (indirekte) Messungen des Bodenwassergehalts durch das IWHW Wien mittels Geoelektrik und Bodenradar.

Die Ermittlung des Oberflächen- und Zwischenabflusses beschreiben G. MARKART & B. KOHL (1995) ausführlich. Unmittelbar unterhalb der Versuchsfläche wurde ein Schlitz gegraben. Über Auffangbleche bzw. eine in die Profilwand eingeschlitzte Folie wird das Oberflächenwasser in eine Auffangrinne und weiter in kalibrierte Messbehälter mit je 300 l Fassungsvermögen abgeleitet.

Bodenphysikalische Analysen wurden durch das BFW Innsbruck durchgeführt. Nach Kenntnis der im Labor bestimmten pF-Kurve kann die Luftkapazität (LK), d. h. der luft-

gefüllte Porenraum des Bodens bei Feldkapazität (FK) ermittelt werden (G. MARKART & B. KOHL, 1995). Das Produkt aus LK und K_f -Wert ergibt die potentielle Infiltration (Inf_{pot}). Diese ist nach G. MARKART & B. KOHL (1995) ein rechnerisches Maß für jene Niederschlagsmenge, die ein Bodenkörper definierter Mächtigkeit in einer bestimmten Zeiteinheit aufnehmen kann. Die Einheit wird in mm/h angegeben. Die potentielle Infiltration korreliert oft mit dem Größtporenvolumen (GÖP) der einzelnen Bodenhorizonte. Das GÖP zeigt den dränfähigen Porenquerschnitt in den Bodenhorizonten an. Eine weitere Auswertung ist über eine Darstellung der GÖP und den Wassergehalt möglich (Kap. 6.2.2.).

Beim BV 1 wurde 2H als künstlicher Markierungsstoff dem Beregnungswasser zugefügt, um eine Abweichung zum natürlichen Input zu bewirken. Dadurch kann der Stofftransport in zunehmender Bodentiefe verfolgt werden. Ein zweiter Markierungsversuch zielte darauf ab, die Geschwindigkeit des Oberflächenabflusses zu messen. Dazu wurde NaCl (Kochsalz) mit einer Konzentration von ca. 50 g/l im Wasser aufgelöst und über eine von B. KOHL entwickelte, perforierte Röhre mit Schwenkvorrichtung gleichmäßig über die Breitseite der Versuchsfläche injiziert (Fig. 40).

In der Auffangrinne am unteren Ende der Versuchsfläche konnte das Erstaufreten des markierten Wassers mit einem Abflussmessgerät (Qtrace) exakt detektiert werden.

Zur visuellen Veranschaulichung der Tracerausbreitung wurde dem Wasser zusätzlich zum NaCl auch ein Farbmarkierungsstoff (Brillantblau) beigemischt (Fig. 40). Das visuelle Erkennen der Tracerfront des Farbstoffes in der Auffangrinne ist gegenüber der



Fig. 40: Schwenkvorrichtung zum Auftragen des Markierungsstoffes nach G. MARKART & B. KOHL (1995).
Mechanism for pivoting for spreading the tracer after G. MARKART & B. KOHL (1995).

Detektion des NaCl leicht verzögert. Das menschliche Auge kann sehr geringe Konzentrationen des Farbstoffes nicht erfassen, auch wenn sie bereits das Ziel (die Rinne) erreicht haben.

Der Wassertransport im Boden wurde durch die Messungen des Wassergehaltes in drei unterschiedlichen Bodentiefen verfolgt. Dabei wurden TDR-Sonden in ca. 10 cm, 20 cm, 30 cm und 40 cm Tiefe eingebaut.

Beregnungsversuch auf dem Weiderasen Lubenbach

Zwei Versuche zur Dauerregensimulation wurden auf dem Standort auf Weiderasen durchgeführt. Der erste Dauerregenversuch (BV 6) am 22. 08. 2001 diente als Vorversuch, um beim zweiten Test (BV 7) die Einbautiefe der Messinstrumente im Boden gezielt festzulegen und das Ergebnis des ersten Tests zu überprüfen.

Die Beregnungsanlage auf den Standorten Weiderasen beinhaltete als Hauptausstattung eine Gartensprenkelanlage (der Marke Gardena), zwei Pumpen, zwei PVC-Tonnen mit 105 l Fassungsvermögen, ein tragbares Stromaggregat und 2"-PVC-Schläuche. Die für den Dauerregen (mit der Intensität von 12 mm/h) erforderliche Wassermenge wurde einem kleinen Gerinne nördlich der Versuchsfläche entnommen.

Die Intensität der Beregnung wurde anhand der zwei Tonnen mit bekanntem Fassungsvermögen, die abwechselnd über die eine Pumpe befüllt und die andere Pumpe zur Beregnung entleert wurden, berechnet. Die tatsächliche Beregnungsmenge wurde mittels willkürlich auf der Versuchsfläche aufgestellten Auffangtassen überprüft. Diese wurden während des Versuches regelmäßig durch Auslitern der Tassen volumetrisch bestimmt und die Wassermenge [mm/h] auf die Gesamtberegnungsfläche hochgerechnet.

Die Versuchsanordnung entspricht jener der Großberegnungsanlage auf der Schipiste Zweikofel. Der wesentlichste Unterschied besteht in der Dimension der Anlage und somit in der Größe der Versuchsfläche. Das Untersuchungsprogramm umfasste dieselben Messungen wie bei der Großberegnung. Ausgleichend dafür stehen bei der Beregnung auf dem Weiderasen (beim BV 7) Daten zur Saugspannung des Bodens zur Verfügung. Diese Daten liefern sechs Tensiometer vor, während und nach dem Versuch aus einer Bodentiefe von ca. 10 cm, 20 cm und 30 cm.

Der Wassergehalt wird von sechs TDR-Sonden in einer Tiefe von 5–7 cm, 10 cm und 20 cm ermittelt. Durch die geringe Infiltration in den lehmigen Boden nach dem ersten Beregnungsversuch (BV 6) wurden beim zweiten Test (BV 7) am 23. 10. 2001 drei TDR-Sonden oberflächennah (in 5–7 cm Tiefe) und je eine weitere in ca. 10 cm, 20 cm und 30 cm unter GOK eingebaut.

Am unteren Rand der Beregnungsfläche – unterhalb der Auffangrinne für den Oberflächenabfluss – wurden drei Saugkerzen zur Wasserentnahme aus den Tiefen von ca. 10 cm, 40 cm und 60 cm unter GOK installiert. In den dazugehörigen Sammelflaschen wurde ein Unterdruck von 300 mbar angelegt.

Beregnungsversuch auf einer konsolidierten Schipiste beim Rudnigsattel

Am 24. 10. 2001 wurde ein Dauerregenversuch (BV 8) im Randbereich einer konsolidierten Schipiste beim Rudnigsattellift durchgeführt. Die (Netto-)Beregnungsfläche (16,6 m²) erstreckte sich über 5,2 m Länge und 3,2 m Breite. Die Intensität der Beregnung betrug, über einen Zeitraum von 3 h etwa 14,8 mm/h.

Beim Versuch wurde dieselbe Beregnungsanlage wie beim Versuch auf dem Weiderasen verwendet. Für die Untersuchung zum Stofftransport im gestörten Schipistenboden wurden zwecks hydrochemischer Analysen Wasserproben über Saugkerzen aus den Tiefen von ca. 10 cm, 45 cm und 70 cm unter GOK gezogen. Die Infiltrationsmenge [ml]

in den drei Tiefen wurde in Hinblick auf eine Gegenüberstellung der Standorte Schipistenrandbereich und Weiderasen gemessen (Fig. 46). Tensiometer und TDR-Sonden wurden nicht eingesetzt.

6.2.2. Auswertung von Beregnungsversuchen

Oberflächenabfluss und Infiltration auf der Schipiste Zweikofel

Die zwei Dauerregensimulationen auf der Schipiste Zweikofel (BV 1 und BV 2) brachten bezüglich des Anteils an Oberflächenabfluss (Ao) und Zwischenabfluss (Au1) ähnliche Ergebnisse. Als repräsentatives Diagramm zeigt Fig. 41 das Ergebnis des BV 2.

Beim BV 1 wurde als Probelauf mit einer Intensität von 12,2 mm/h ca. 1 h durchgehend beregnet und simultan die Anteile an Oberflächen- und Zwischenabfluss gemessen. Der Beregnungsversuch BV 2 ist die Fortsetzung des BV 1 vom Vortag. Mit geringen Unterbrechungen wurde nach dem BV 1 der Versuch auch in der Nacht weitergeführt. Der Mittelwert des Ao liegt beim BV 2 bei 55 %. Der mittlere Anteil am Zwischenabfluss (Au1) liegt im Bereich von ca. 10 %. Der Oberflächenabfluss (Ao) zeigt zu Beginn der Beregnung einen steilen Anstieg. Nach ca. 26 min ist der Mittelwert erreicht. Am Ende des BV 2 verdeutlicht der starke Abfall der Kurve das Auslaufen innerhalb von 40 min auf 3 %.

Der kumulative Auftrag des gemessenen Ao [l] steigt nach ca. 20 min stetig bis zum Ende der Beregnung an, wo abrupt eine Verflachung der bis dahin gleichmäßig ansteigenden Gerade einsetzt.

Figur 42 zeigt den Anteil an Oberflächenabfluss bei den drei Starkregenversuchen. Diese wurden aufeinander folgend mit einer Pause von ca. 1 h durchgeführt. Die geplante Intensität des BV 3 war 100 mm/h, bei BV 4 waren es 60 mm/h und 30 mm/h beim BV 5. Das Planziel der Intensität des Starkregens wurde dem Wasserzählerstand zufolge bei BV 3 bis BV 5 etwas unterschritten. Die Versuchsanordnung wurde so festgesetzt, dass mit der stärksten Beregnungsintensität mit ca. 100 mm/h begonnen wurde und bis zum dritten Starkregenversuch (BV 5) auf ca. 30 mm/h reduziert wurde. Das schafft relativ gesättigte Bodenwasserverhältnisse beim schwächsten Starkregen, deren Auswirkungen auf den Oberflächenabfluss untersucht werden.

Der Ganglinienverlauf des Oberflächenabflusses zeigt bei allen Starkregenversuchen bereits nach 6 min Werte von > 60 % an, nach 7 min ist der mittlere Maximalwert des Ao überschritten. Beim BV 3 liegt der Mittelwert des Ao bei 78 %, beim BV 4 bei 77 % und beim BV 5 bei 79 %. Beim BV 5 war der Boden schon sehr wassergesättigt und wies daher die höchsten Abflusswerte trotz geringster Beregnungsintensität auf.

Der kumulative Auftrag des in der Auffangrinne gemessenen Oberflächenabflusses zeigt unmittelbar nach Beregnungsbeginn einen stetigen Anstieg bis zum Ende der Beregnung nach 1 h. Dort flacht die Kurve ab und der Oberflächenabfluss geht schnell zurück. Zusätzlich zum Oberflächenabfluss wurde die Infiltrationsmenge bestimmt. Sie ergibt sich aus der Differenz des Ao- und Au1-Anteiles zur Gesamtberegnungsmenge. Die Infiltration [mm] bei Dauerregen (BV 1 und BV 2) und Starkregensimulation (BV 3 bis BV 5) wurden miteinander verglichen (Fig. 43).

Die Grafik verdeutlicht einerseits eine höhere Infiltration bei Starkregen. Auf der anderen Seite zeigt sich – mit Ausnahme des Starkregens BV 3 – ein abnehmender Trend der Infiltration in den ersten 25 min. Ab diesem Zeitpunkt verläuft die Ganglinie nahezu gleichbleibend konstant. Ein Gleichgewichtszustand zwischen einem stark wassergesättigten Boden und dem infiltrierenden Wasser dürfte hier erreicht sein.

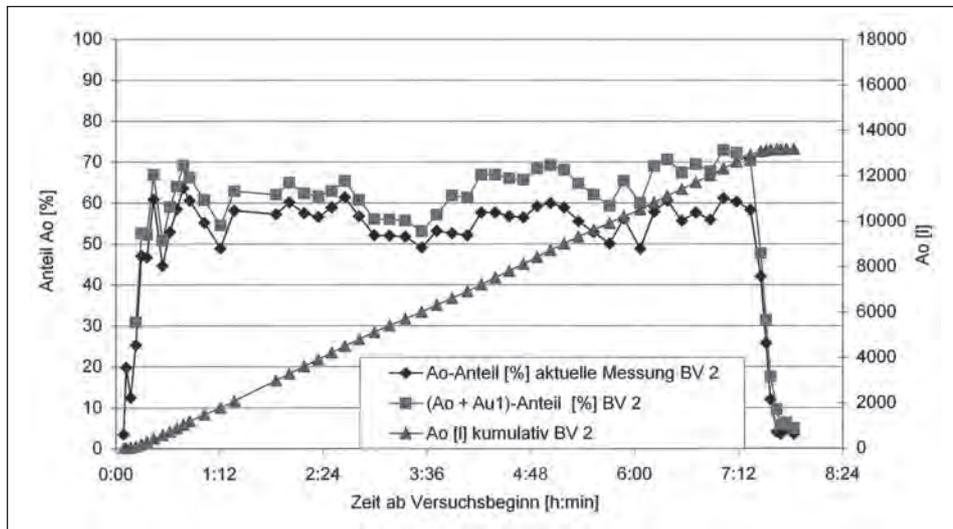


Fig. 41: Oberflächenabfluss (Ao) und Zwischenabfluss (Au1) bei Dauerregen (BV 2 mit einer Intensität von 12 mm/h) auf der Schipiste Zweikofel.
 Surface runoff (Ao) and interflow (Au1) during permanent rain (BV 2 with intensity of 12 mm/h) on the ski-slope at Zweikofel.

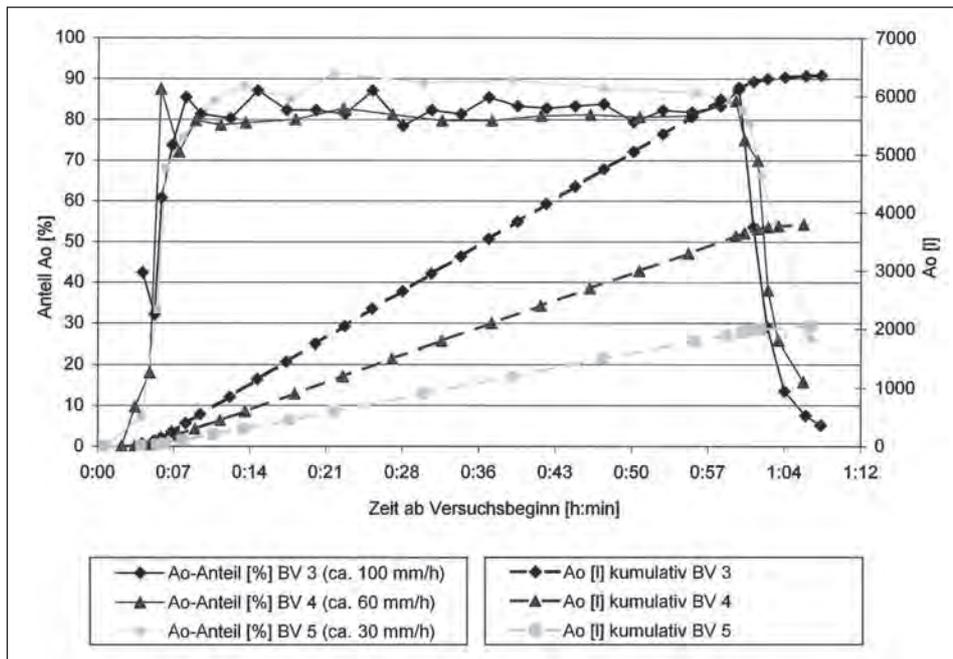


Fig. 42: Oberflächenabfluss (Ao) bei den drei Starkregenversuchen (BV 3 bis BV 5 mit einer Intensität von 100, 60 und 30 mm/h) auf der Schipiste Zweikofel.
 Surface runoff (Ao) during the three heavy rain tests (BV 3 to BV 5 with intensity of 100, 60 and 30 mm/h) on the ski-slope at Zweikofel.

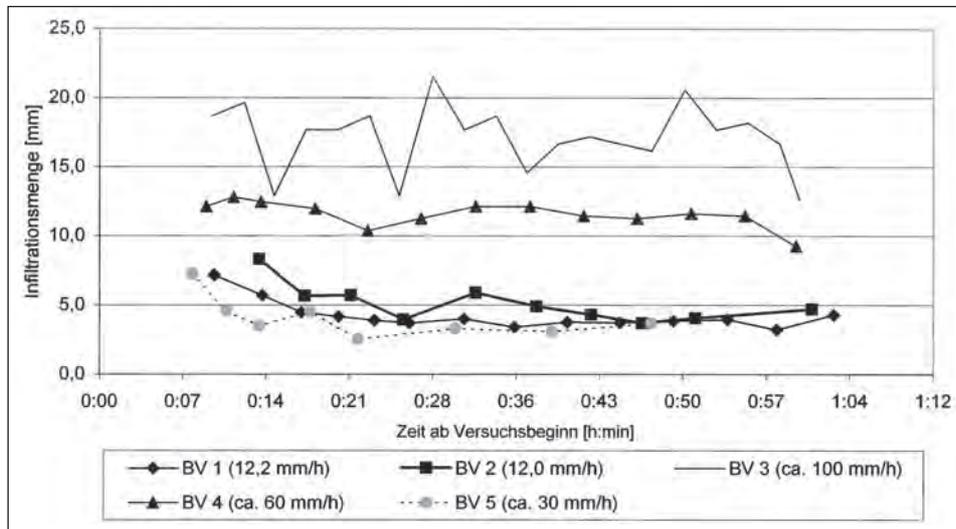


Fig. 43: Die Infiltrationsmenge bei Dauerregen (BV 1, BV 2) und Starkregen (BV 3 bis BV 5) innerhalb der ersten Stunde des Experimentes.
 Amount of infiltration during permanent rain (BV 1, BV 2) and heavy rain (BV 3 to BV 5) within the first hour after the start of the experiment.

Die Infiltration beginnt 8 min nach Start der Beregnung. Dieser Festsetzung liegt der Markierungsversuch des Beregnungsversuches mit NaCl und Brillantblau als Farbtracer zugrunde (vgl. auch Kap. 6.2.1.). Das Ergebnis des Markierungsversuches spiegelt die Geschwindigkeit des Oberflächenabflusses wider und lässt somit die Dauer berechnen, wie lange ein Wassertropfen von der Oberseite der Versuchsfläche über die 27 m (Länge der Beregnungsfläche) zur Auffangrinne benötigt (Fig. 44).

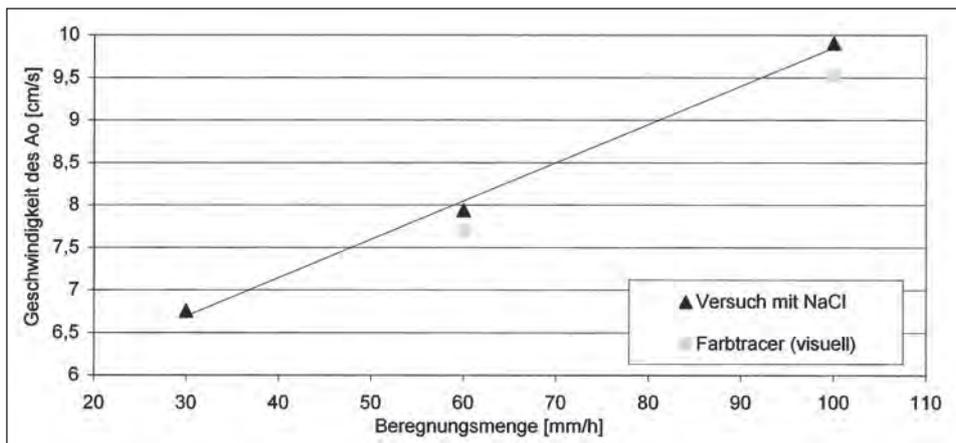


Fig. 44: Markierungsversuch bei Starkregensimulationen zur Bestimmung der Geschwindigkeit des Oberflächenabflusses (A_o).
 Tracer experiment during heavy rain simulation for the determination of the velocity of the surface runoff (A_o).

Unter der Annahme einer linearen Beziehung zwischen der Beregnungsmenge und der Geschwindigkeit des Oberflächenabflusses bei den Dauerregensimulationen (BV 6 und BV 7) mit der Intensität von ca. 12 mm/h errechnet sich eine Geschwindigkeit von 5,8 cm/s. Das bedeutet, dass das Wasser auf einer Wegstrecke von 27 m ca. 7,7 min (462 s) unterwegs ist. Die Geschwindigkeit beim BV 3 betrug ca. 10 cm/s, beim BV 4 ca. 8 cm/s und beim BV 5 wurden 6,8 cm/s gemessen. Die errechneten Geschwindigkeiten für den Farbtracerversuch liegen aufgrund der leicht verzögerten visuellen Wahrnehmung des Markierungsstoffes durch das menschliche Auge etwas darunter.

Das Ergebnis des Markierungsversuches wird bei den Auswertungen der Beregnungsversuche berücksichtigt. Es werden nur jene Daten ausgewertet, die nach der „Anlaufphase“ von ca. 2 min beim Starkregen bzw. ca. 8 min beim Dauerregen ermittelt wurden.

Oberflächenabfluss und Infiltration auf dem Weiderasen Lubenbach

Der erste Dauerregenversuch (BV 6) auf der Almweide war begleitet von Problemen mit der Pumpe bzw. phasenweise Windabdrift des aufgetragenen Niederschlages. Die Intensität der Beregnung lag bei 11,9 mm/h. Das Planziel von 50 mm Niederschlag für den BV 6 wurde nach 4 h 12 min erreicht. Der errechnete Mittelwert des Ao lag mit 48 % vermutlich etwas zu niedrig.

Der Dauerregen BV 7 mit einer Intensität von 9,3 mm/h ergab einen Mittelwert des Ao von 63 % bei einer Beregnungszeit von ca. 5 h 20 min. Der Verlauf des Oberflächenabflusses während des BV 7 ist in Fig. 45 dargestellt. Die „Vorlaufzeit“ zum BV 7 betrug ca. 1 h bis eine Konstanz in der Pumpleistung bzw. der Beregnung gewährleistet war. Nach dem Ende der Beregnung klingt der Ao auf der Versuchsfläche innerhalb ca. 35 min gegen Null ab.

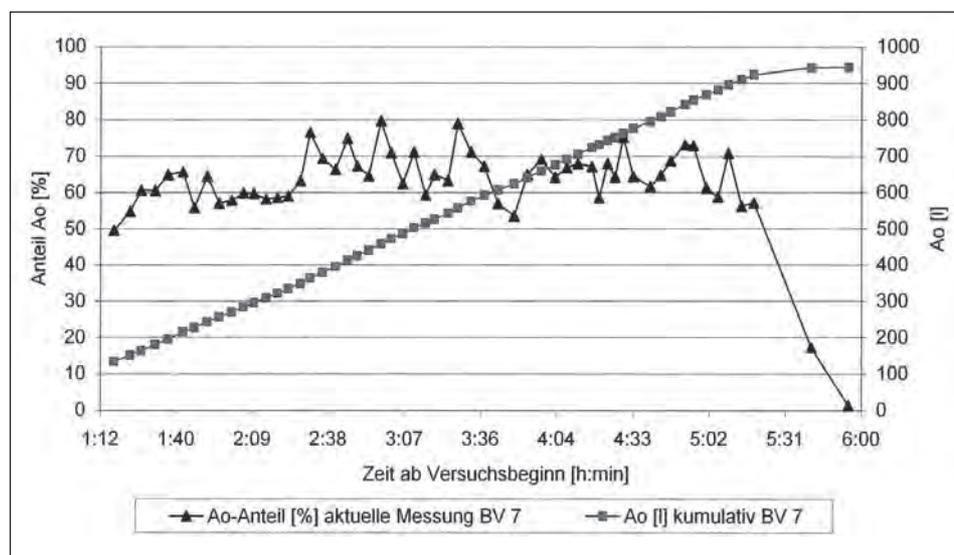


Fig. 45: Oberflächenabfluss bei Dauerregen (BV 7 mit 9,3 mm/h Intensität) auf dem Weiderasen Lubenbach. Surface runoff during permanent rain test (BV 7 with intensity of 9.3 mm/h) at the alpine pasture site Lubenbach.

Oberflächenabfluss auf der konsolidierten Schipiste beim Rudnigsattel

Der Dauerregen (BV 8) im Randbereich der konsolidierten Schipiste ergab einen mittleren Ao von 62 %. Die Intensität der Beregnung betrug 14,8 mm/h, die Versuchsdauer 3 h 45 min. Die Beregnungsversuche BV 7 und BV 8 (mit der Kleinregenanlage) wurden an zwei aufeinander folgenden Tagen durchgeführt.

Die Beregnungsmenge wurde auf 50 mm pro Versuch festgesetzt, um die beiden Standorte bezüglich der Infiltrationseigenschaften des Untergrundes miteinander zu vergleichen. Die Infiltrationsmenge wurde durch Auslitern der Sammelflaschen der Saugkerzen bestimmt.

Infiltrationsmengen der Beregnungsstandorte Weiderasen Lubenbach und Schipistenrandbereich Rudnigsattel

Die Infiltrationsmengen des Standortes Weiderasen und Schipistenrandbereich wurden am 26. 10. 2001 ca. 48 h nach Beendigung des BV 7 und BV 8 gemessen und gegenübergestellt (Fig. 46). Eine zweite und dritte Ermittlung der Infiltrationsmengen erfolgte nach 8 d (am 3. 11.) bzw. 18 d (13. 11). Zwischen der ersten und zweiten Probenahme wurde ein Niederschlagsereignis mit der Intensität von 43 mm am Nassfeld aufgezeichnet.

Figur 46 verdeutlicht große Ähnlichkeiten im Infiltrationsverhalten der beiden Standorte und eine etwas höhere Gesamtinfiltrationsmenge beim Schipistenstandort gegenüber der Weidefläche.

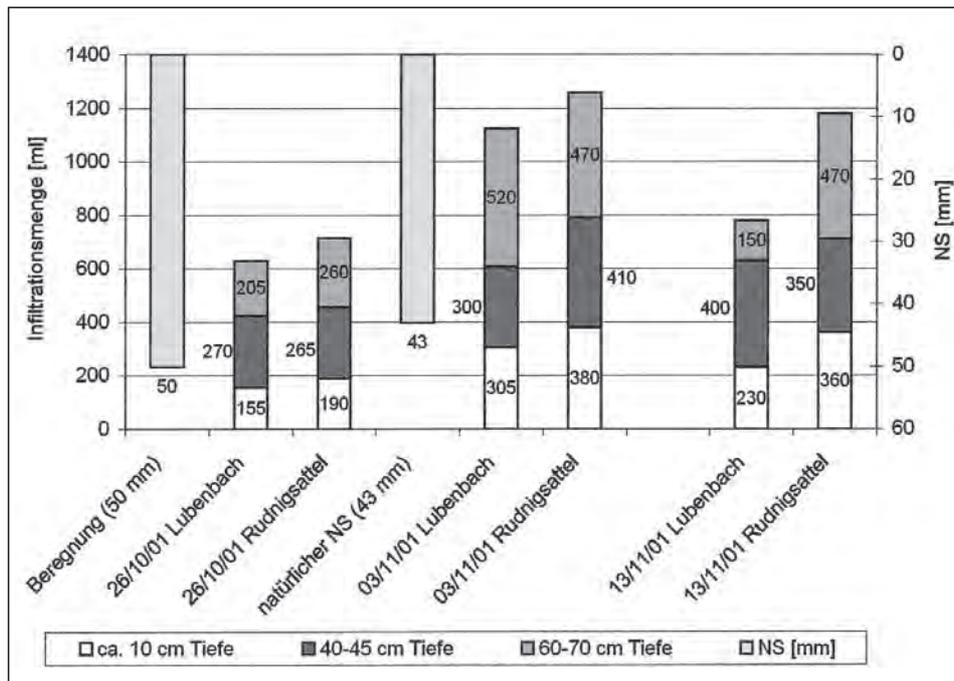


Fig. 46: Vergleich der Infiltrationsmengen [ml] in unterschiedlicher Bodentiefe der Beregnungsstandorte Weiderasen Lubenbach und Schipistenrandbereich Rudnigsattel.
Comparison of the amount of infiltration [ml] at different soil depth at the artificial rain test sites of alpine pasture Lubenbach and the area bordering the ski-slope Rudnigsattel.

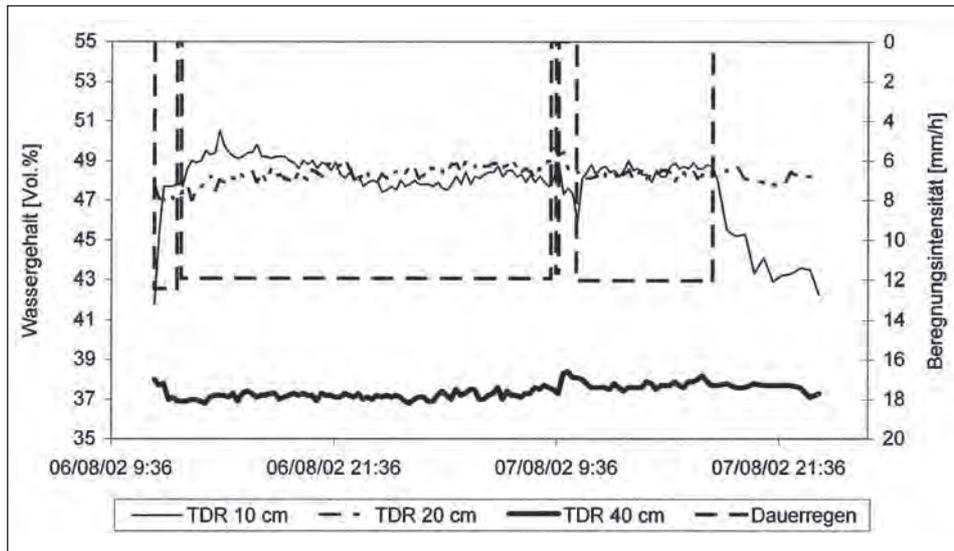


Fig. 47: Der Wassergehalt (Vol.%) bei Dauerregen (BV 1 und BV 2) auf der Schipiste Zweikofel.
 Water content (vol.%) during permanent rain (BV 1 and BV 2) at the ski-slope site at Zweikofel.

Wassergehalt im Boden bei Dauerregen und Starkregen auf der Schipiste Zweikofel

Der Wassergehalt auf der Schipiste Zweikofel wurde an zwei Messprofilen in der Tiefe von ca. 10 cm, 20 cm und 40 cm unter Geländeoberkante (GOK) gemessen. Den Verlauf beim Messprofil 1 zeigt Fig. 47.

Eine schnelle Reaktion auf die Beregnung mit ca.12 mm/h Intensität beschreibt erwartungsgemäß die Ganglinie der oberflächennahsten TDR-Sonde aus ca.10 cm Bodentiefe. Der Wassergehalt steigt von 42 % auf durchschnittlich 48 % an. Bei kurzer

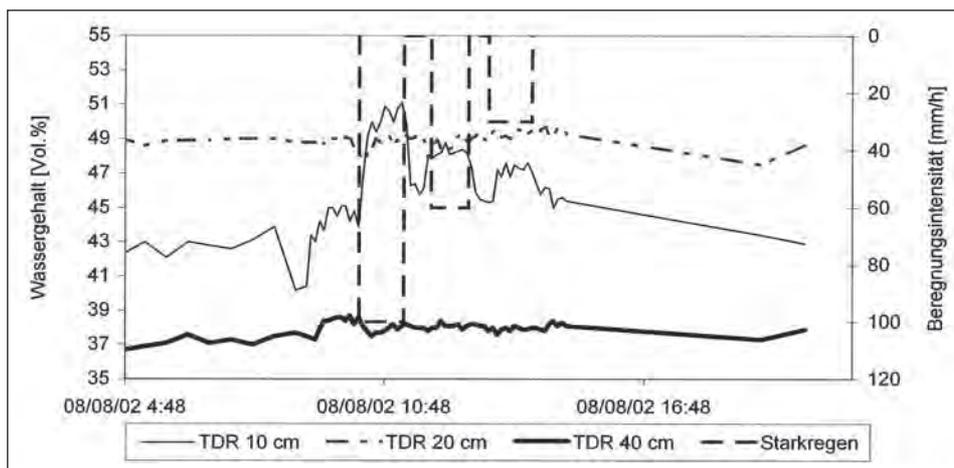


Fig. 48: Der Wassergehalt (Vol.%) bei Starkregen (BV 3 und BV 5) auf der Schipiste Zweikofel.
 Water content (vol.%) during heavy rain (BV 3 and BV 5) at the ski-slope site at Zweikofel.

Unterbrechung der Beregnung fällt der Wert sofort auf 45 % ab, nach dem Ende wird die „Ausgangsfeuchte“ des Bodens von 42 % nach 5 h 30 min wieder erreicht.

Die TDR-Sonden in 20 cm und 40 cm Bodentiefe reagieren nicht merklich auf den Dauerregen. Der Wassergehalt in 20 cm Bodentiefe entspricht im Mittel mit 48,3 % jenem aus 10 cm Bodentiefe. Der Mittelwert des Wassergehaltes in 40 cm Bodentiefe liegt bei 37,4 %. Der Ganglinienverlauf des Wassergehaltes bleibt während der Dauerregensimulationen in den Bodentiefen von 20 cm und 40 cm unter GOK stabil.

Die Starkregenversuche verursachen eine starke Reaktion der oberflächennahen TDR-10 cm-Ganglinie (Fig. 48). Beim ersten Starkregen (BV 3) steigt der Wassergehalt in 10 cm unter GOK auf knapp 51 % an. Im weiteren Ganglinienverlauf wird die Versuchsanordnung gut widerspiegelt: Die Unterbrechungen zwischen den Starkregen wirken sich als eine Reduktion des Wassergehaltes um jeweils ca. 4–5 % aus, der Anstieg korreliert mit der Intensität der Beregnung. Der Wassergehalt in 20 cm Bodentiefe steigt bis zum dritten Starkregenversuch (BV 5) schwach an. In 40 cm Bodentiefe reagiert die TDR-Sonde nicht auf die Starkregenversuche. Der Verlauf des Wassergehaltes bleibt konstant um den Mittelwert von 37,8 %.

6.2.3. Abflusskoeffizient bei unterschiedlicher Landnutzung

Die Ergebnisse von eigenen bzw. in der Literatur dokumentierten Beregnungsversuchen lassen eine Bandbreite an Abflusskoeffizienten für gebietsrepräsentative Standorte ableiten. Diese Standorte wurden bestimmten Landnutzungsformen zugeordnet. Im Testgebiet konnten vier unterschiedliche Landnutzungsformen unterschieden werden, für die es eine Bandbreite an Abflusskoeffizienten aus der Literatur bzw. aus eigenen Be-

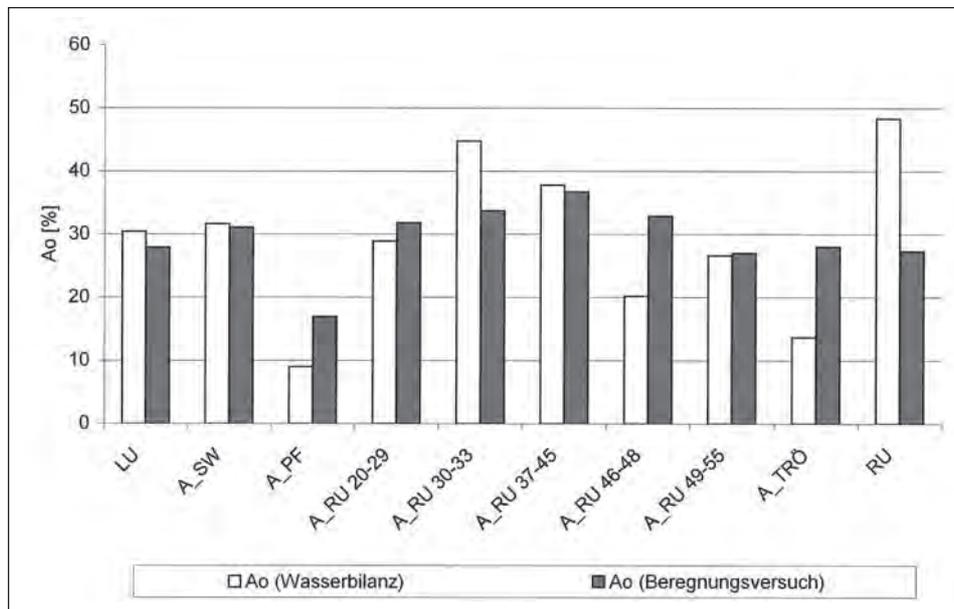


Fig. 49: Berechneter und aus den Beregnungsversuchen ermittelter Anteil [%] an Oberflächenabfluss (2001).

Proportion [%] of surface runoff (2001) derived from the calculation of the water balance compared with that from the artificial rain test.

regnungsversuchen gibt. Zu diesen Landnutzungsformen zählen Flächen mit Weiderasen – Almwiese, Zwergstrauchheide – niedrige Vegetation, Waldbestand und Schipisten – vegetationsloser Untergrund.

In einem ersten Arbeitsschritt wurde der prozentuelle Anteil aller Landnutzungsarten in den 10 Teileinzugsgebieten bestimmt. In einem zweiten Schritt wurde jeder Landnutzungsform ein Abflussbeiwert zugeordnet und mit dem Flächenanteil [%] der Landnutzung multipliziert. Die Summe der Teilflächen im Teileinzugsgebiet mit ihrem definierten A_o ergibt den Oberflächenabflussanteil (A_o) des gesamten Teileinzugsgebietes. Dieser A_o wurde mit dem aus der Wasserbilanz berechneten Anteil an A_o verglichen (Fig. 49). Auf diese Weise konnte der A_o aus den Beregnungsversuchen dem A_o der Wasserbilanz innerhalb der vorgegebenen Bandbreite angepasst werden. Bei Landnutzungsformen, wo noch keine Daten zum Abflusskoeffizienten vorliegen (z. B. Felsflächen) wurde ein intuitiver Wert eingesetzt. Nur in zwei Teileinzugsgebieten wurde wegen der starken Abweichung des A_o aus der Wasserbilanz und dem A_o aus Beregnungsversuchen der Abflusskoeffizient für eine Landnutzung individuell eingestellt. Bei allen übrigen Teileinzugsgebieten gilt ein Abflusskoeffizienten-Wert pro Landnutzung für die Berechnung des gesamten A_o .

7. Ergebnisse

Die Vulnerabilität im Testgebiet am Nassfeld wurde mit dem unter Kap. 2.2. beschriebenen Bewertungsschema VURAAS berechnet. Die Ergebnisse mündeten in der Darstellung einer Vulnerabilitätskarte (Beilage) bzw. in der Produktion einer Gefahren- und Risikokarte (Tafel II und III).

7.1. Vulnerabilitätskarte

Berechnung und Darstellung des Kernfaktors Input [P] im Testgebiet Nassfeld

Der Niederschlag wurde über das digitale Höhenmodell in drei unterscheidbare Klassen eingeteilt. In der Minimalhöhe im Testgebiet auf 1120 m Seehöhe berechnet sich die Niederschlagsmenge auf 1820 mm/a, in der maximalen Seehöhe auf 2280 m (Trogkofel) werden 2890 mm/a kalkuliert. Darin liegen die in der Bewertungstabelle (Kap. 2.2., Tab. 1) vorgegebenen Grenzwerte von 2000 mm/a und 2500 mm/a.

Unter Anwendung der Niederschlag/Seehöhen-Beziehung der Wasserbilanz (Kap. 4.2.4. und Punkt D in Tab. 9) berechnet sich ab 1380 m Seehöhe die Niederschlagssumme von > 2000 mm/a, ab 1922 m werden 2500 mm/a überschritten.

Analog wurde die Berechnung der Verdunstung in der minimalen und maximalen Seehöhe des Testgebietes mit der Seehöhenbeziehung der ET_a nach TURC (Kap. 4.2.4. und Punkt D in Tab. 9) mit 24,2 % auf 1120 m und 12,3 % auf 2280 m ermittelt. Der Parameter ET_a fällt somit in zwei Klassen (mit Rating von 0,75 und 1). Der Grenzwert der Seehöhe, ab welcher sich die ET_a unter 20,1 % des Niederschlages berechnen lässt, liegt auf 1410 m.

Der Anteil an Oberflächenabfluss (A_o) wurde für jedes Teileinzugsgebiet und die darin enthaltenen Formen der Landnutzung klassifiziert. Basis dieser Klassifizierung stellt die Auswertung des Abflusskoeffizienten bei unterschiedlicher Landnutzung (Kap. 6.2.3.) dar. Somit konnte in jedem Teileinzugsgebiet der Anteil an A_o je Landnutzung in-

dividuell bestimmt und bewertet werden. Die Abflusskoeffizienten (aus Kap. 6.2.3.) wurden auch auf Teileinzugsgebiete übertragen, in denen keine Untersuchungen zum Abfluss und damit zur Wasserbilanz durchgeführt werden konnten. Da die Ergebnisse der Wasserbilanz die Abflusskoeffizienten der Berechnungsversuche validiert haben, fehlt diese Überprüfung im Bereich des Lubenhochwaldes (Einzugsgebiet der Quellen Do 1 bis Do 14) und im Bereich „Rastl“ (Einzugsgebiet der Quellen Ru 57 bis Ru 72), wo keine hydrologischen Werte für eine Wasserbilanz vorliegen. Für diese Gebiete wurden Werte für den Ao unterschiedlicher Landnutzung aus hydrogeologisch vergleichbaren Teileinzugsgebieten herangezogen. Im Testgebiet lassen sich fünf Klassen des Ao-Anteiles unterscheiden.

Der Rückhalt und Aufbrauch von Wasser im und aus dem Testgebiet wurden überprüft und überschreiten nicht 10 % des Abflusses. Er fiel daher in eine Klasse des Bewertungsschemas VURAAS und erhielt den Wert 1.

Das Ergebnis Input [P] erzeugte eine eigene Karte. In dieser zeigten sich zwei Klassen, die nach einer Generalisierung der vergebenen Punkte der Parameter NS, ETa, Ao und (R – A) gewonnen wurden: Der überwiegende Teil verdeutlichte eine mittlere Vulnerabilität mit dem Wert 1. Die Bereiche in höheren Lagen des Testgebietes sind aufgrund des höheren Niederschlages und der geringeren Verdunstung und dem geringeren Anteil an Oberflächenabfluss auf nacktem Fels bezüglich der Vulnerabilität höher (Wert 0,75) eingestuft.

Berechnung und Darstellung des Kernfaktors Infiltration [I] im Testgebiet Nassfeld

Der Kernfaktor Infiltration [I] wurde über die Bewertungsparameter ungesättigte Zone, Art der Infiltration und Grundwasserneubildung bewertet. Da der Kernfaktor [I] in der Beschreibung der ungesättigten Zone auf der deutschen PI-Methode (N. GOLDSCHIEDER et al. 2000) basiert, wurde im Testgebiet ein Vergleich der Ansätze VURAAS und PI-Methode durchgeführt und danach das Bewertungsschema im VURAAS optimiert. In Tab. 11 liegt die Punktebewertung für den Parameter Boden vor. Die Bewertung des Bodens basiert auf der Kartierung mit dem „PÜRCKHAUER Bohrer“ und der Bestimmung der nutzbaren Feldkapazität (nFK) von fünf repräsentativen Bodentypen. Für die Berechnung der Mächtigkeit des Bodens wurde der Mittelwert der insgesamt 60 kartierten Bohrlöcher mit dem PÜRCKHAUER Bohrer herangezogen.

Die Lockergesteine der quartären Ablagerungen sind in Tab. 12 sortiert nach Typus und nach abnehmendem Grad ihrer Vulnerabilität. Die Mächtigkeiten wurden über geologische Profilschnitte und aufgrund der Geomorphologie abgeschätzt.

Tab. 11: Bewertungstabelle für den Parameter „Boden“. nFK – nutzbare Feldkapazität. Assessment tables of the parameter „soil“. nFK – effective field capacity.

Bodentyp	nFK [mm] bis zu 1 m	Mächtigkeit [m]	Punkte/m VURAAS	Gesamt- punkte VURAAS
Staupodsol	79	0,6	0,8	0,8
pseudovergleyter Kalkbraunlehm	38	0,2	0,8	0,72
pseudovergleyter Podsol	46	0,5	0,5	0,5
anmooriger Nassgley	166	0,3	1	0,9
Rendzina	36	0,15	0,5	0,45



Tab. 12: Rating und Weighting (VURAAS) des Parameters „Lockergesteinstypen“ im Testgebiet Nassfeld.
Rating and weighting (VURAAS) of the parameter “type of unconsolidated rock cover” within the test site Nassfeld.

Typ Lockergestein	Punkte/m VURAAS	Mächtigkeit [m]	Gesamtpunkte VURAAS
Blockschutt und Hangschutt (karbonatisch)	0,7	5–10	0,7
Hangschutt (karbonatisch)	1	1–20	0,9–1
Hangschutt (nicht karbonatisch)	2	1–5	1,8
quartäre Ablagerungen mit Blockschutt	0,75	5–20	0,75
Seitenmoränen, Schipisten, alluviale Ablagerungen	3	5–20	3

Das Rating der Festgesteine in Tab. 13 ist wiederum nach den geologischen Einheiten mit der geringsten Vulnerabilität bis zu jenen Einheiten mit der höchsten Vulnerabilität sortiert. Die Mächtigkeit der einzelnen Schichten wurde einerseits aus geologischen Profilen abgelesen, andererseits aus der Literatur (F. KAHLER & S. PREY, 1963) entnommen. Die Klüftung und Verkarstung ist bereits im Rating der Lithologie integriert.

Tab. 13: Rating und Weighting (VURAAS) des Parameters „Festgesteinstypen“ im Testgebiet Nassfeld.
Rating and weighting (VURAAS) of the parameter “type of consolidated rock cover” within the test site Nassfeld.

Festgesteinstyp	Punkte/m VURAAS	Mächtigkeit [m]	Gesamtpunkte VURAAS
Sandstein	1,2	10	1,08
Ton-/Sandstein	1,4	70	1,26
Tonstein	1,4	200	1,4
Karbonatgestein (leicht verkarstet)	0,8	70–100	0,72
Karbonatgestein (verkarstet)	0,4	100–400	0,4

Im Bewertungsschema VURAAS wurden als weiterer Schritt nach der Bewertung der ungesättigten Zone die Art der Infiltration (ob punktuell, linear oder flächenhaft) kartiert und als eigener Layer dargestellt.

Letztlich wurde die Grundwasserneubildung über die Wasserretention an der Oberfläche, die Quelledichte und die Speicherkapazität des Untergrundes abgeschätzt. Einerseits wurden die Daten durch die Feldkartierungen gewonnen, andererseits durch die Anwendung der Hydrochemie und isotopehydrologische Auswertungen.

Berechnung und Darstellung des Kernfaktors Exfiltration [E] im Testgebiet Nassfeld

Die Exfiltration lässt sich im Testgebiet Nassfeld über die drei Bewertungsparameter Ganglinienanalyse, Auslaufkoeffizient und Verweilzeit des Wassers auswerten und flächenhaft darstellen. Durch die Bewertung der Exfiltration als Gesamtbewertung eines Einzugsgebietes wurden die Ergebnisse der Infiltration, die sich aus Teilbereichen mit unterschiedlichen Werten zusammensetzt, validiert.



Die Ganglinien der Quellparameter der 15 dauerbeobachteten Quellen wurden statistisch ausgewertet. Dazu wurde der Variationskoeffizient der elektrischen Leitfähigkeit als repräsentativer Quellparameter zur Charakterisierung der Speicherkapazität des jeweiligen Einzugsgebietes gewählt.

Der Variationskoeffizient der 15 Quellen der Dauerbeobachtung ist in Fig. 6 dargestellt. Es sind im Testgebiet alle fünf Klassen dieses Bewertungsparameters vertreten.

Der Auslaufkoeffizient α (E. MAILLET, 1905) berechnete sich für den Rudnigbach auf $3,86 \cdot 10^{-2} [\text{d}^{-1}]$ und für den Lubenbach auf $6,89 \cdot 10^{-2} [\text{d}^{-1}]$. Sie fallen somit in die Klassen mit mittlerer bzw. sehr hoher Vulnerabilität. Alle übrigen Einzugsgebiete, in denen kein α -Wert vorliegt, bekamen den indifferenten Wert 1 im Bewertungskonzept.

Die Verweilzeit der 15 ausgewählten Quellen der Dauerbeobachtung wurde über Analysen des radioaktiven Umweltisotops Tritium (^3H) bestimmt.

Gesamtergebnis der intrinsischen Vulnerabilität im Testgebiet Nassfeld

In der Vulnerabilitätskarte (Beilage) sind vier von fünf möglichen Klassen der Vulnerabilität ausgewiesen. Die beiden Kernfaktoren Input [P] und Exfiltration [E] beinhalten mittlere Klassen der Vulnerabilität. Die durch [P] und [E] gebildeten Δ -Klassen validieren die [I]-Klassen der Infiltrationskarte. Diese bleiben jedoch alle gleich, da keine großen Abweichungen zwischen den [I]-Klassen und den Δ -Klassen bestehen.

Das Gesamtergebnis zeigt Bereiche mit sehr hoher Vulnerabilität in den Karbonat-arealen der höheren Lagen des Testgebietes. Dort ist die Grundwasserüberdeckung sehr gering und fehlt zur Gänze in großen Bereichen.

Die Flächen mit mittlerer und geringer Vulnerabilität (Klasse 3 und 4) sind schon mit einer nennenswerten Grundwasserüberdeckung versehen. Sie liegen in mittleren und tieferen Bereichen des Testgebietes, wo Moränen und tiefergründigere Bodenschichten die Wasserbewegung in der ungesättigten Zone vermindern.

Bei den Schipisten zeigt sich, dass sie eine höhere oder niedrigere Vulnerabilität als ihre Umgebung haben können. Das hängt davon ab, ob es sich um eine alte, konsolidierte Piste handelt, welche die Infiltration hemmt und den Oberflächenabfluss begünstigt, oder ob sie „neu planiert“ wurde und somit noch mehr Wasser infiltrieren lässt.

7.2. Gefahrenkarte

Eine Gefahrenkarte (Tafel II) wurde als Grundlage für die Risikokarte für das Testgebiet erstellt. Ein im COST 620-Projekt (F. ZWAHLEN, 2003) ausgearbeiteter siebenstufiger Arbeitsplan zur Produktion einer Gefahrenkarte wurde Schritt für Schritt umgesetzt. Dieser Plan dient auch der Ermittlung des Ausmaßes einer Gefahr, welche sich in einem Hazard-Index (HI) ausdrückt. Die Arbeitsschritte dazu werden unten in einer kurzen Übersicht beschrieben.

Tab. 14: Hazard-Index (HI) und HI-Klasse nach COST 620 (F. ZWAHLEN, 2003).
Hazard index (HI) and HI class after COST 620 (F. ZWAHLEN, 2003).

Hazard-Index	Hazard-Index-Klasse	Hazard-Level
0–24	5	sehr niedrig
> 24–48	4	niedrig
> 48–72	3	mäßig
> 72–96	2	hoch
> 96–120	1	sehr hoch

In der Gefahrenkarte werden die verschiedenen punktuellen, linearen oder flächenhaften Gefahren („Hazards“) im Testgebiet dargestellt. Diese Hazards werden über einen Hazard-Index in fünf unterscheidbare Klassen eingeteilt und farblich abgestuft. Im Vergleich zu COST 620 (Tab. 14) steht in VURAAS die HI-Klasse 1 für den Hazard-Level „sehr hoch“, HI-Klasse 5 für den Hazard-Level „sehr niedrig“. Im Testgebiet wurden Gefahren mit den HI-Klassen 4 und 5 erhoben (Tafel II).

Ermittlung des Hazard-Index (HI) und Produktion der Gefahrenkarte in der Übersicht

Zum siebenstufigen Arbeitsplan der Kartierung, Berechnung und Kartendarstellung von Hazards gehören die

- Stufe 1: Definition von Hazards,
- Stufe 2: Inventarisierung von Hazards,
- Stufe 3: Rating und Weighting,
- Stufe 4: grafische Interpretation,
- Stufe 5: Techniken der Kartierung,
- Stufe 6: Datenauswertung,
- Stufe 7: Produktion einer Gefahrenkarte.

In der Stufe 1 und 2 werden die Arten von Hazards für das Grundwasser definiert und in einer „Hazard-Index-List“ klassifiziert. Die Hazard-Index-Liste inkludiert ca. 50 verschiedene Arten von Hazards. Diese 50 Hazards lassen sich systematisch einer bestimmten Kategorie wie infrastrukturelle Entwicklung, industrielle Aktivitäten und Landwirtschaft und Viehhaltung zuordnen. Eine detaillierte Abstufung in Unterkategorien systematisiert die 50 Arten von Gefahren in eine übersichtliche Kategorisierung.

In Stufe 3 wird der Hazard-Index (HI) von jeder erhobenen Gefahr im Testgebiet ermittelt. Er berechnet sich durch die Formel

$$HI = H * Q_n * R_f,$$

mit

- HI Hazard-Index,
- H Weighting,
- Q_n Ranking (Korrekturfaktor um max. 20 %),
- R_f Reduktionsfaktor.

Das Weighting wurde von der Arbeitsgruppe 3 der COST 620 vorgegeben. Der Faktor Q_n = 1 für eine typische Größe des Hazards. Bei einer Abweichung des „Ausmaßes“ der Gefahr im Vergleich zur „Norm“ erstreckt sich dieser Korrekturfaktor von 0,8 ≤ Q_n ≤ 1,2. Mit dem Faktor R_f („Reduction factor“) ist es möglich, den HI nach einer überzeugenden Abschätzung der Wahrscheinlichkeit einer Schadstofffreisetzung herabzusetzen. Wenn keine Informationen zu einer Bewertung der Wahrscheinlichkeit vorliegen, gilt für den Faktor R_f = 1. Die Spanne des R_f reicht von 0,5 ≤ R_f ≤ 1.

In Stufe 4, der grafischen Interpretierbarkeit werden unterscheidbare Symbole als „Marker sets“ im GIS für jeden individuellen Hazard definiert. Diese Symbole, die mit der Farbe des Hazard-Index in der Gefahrenkarte koloriert sind, erlauben eine leichte Unterscheidung von punktuellen, linearen und flächenhaften Hazards und ihr jeweiliges Potential für eine Kontamination des Grundwassers.

Die Stufen 5 bis 7 des siebenstufigen Arbeitsplanes geben Hinweise von der Kartierung von Hazards bis zur Produktion einer Gefahrenkarte mittels GIS-Anwendung.

Produktion einer Gefahrenkarte für das Testgebiet Nassfeld

Das Testgebiet Nassfeld gilt als Pilotgebiet der COST 620 für Hazard Mapping (Gefahrenkartierung) und Risk Mapping (Risikokartierung) in einem hochalpinen Karstgebiet. Es wurde bewusst so abgegrenzt, dass eine anthropogen stärker beeinflusste Flanke eines Karstmassives mit einer eher natürlich belassenen Seite verglichen werden konnte.

Die Kartierung der Hazards wurde im Maßstab 1 : 10 000 vorgenommen. Bei der Darstellung der Gefahrenkarte wurde ein weniger detaillierter Maßstab (1 : 20 000) gewählt. In Tab. 15 sind alle im Testgebiet erhobenen Hazards mit ihren Werten der Gewichtung (H), des Ranking (Qn) und des Reduktionsfaktors (Rf) aufgelistet.

Tab. 15: Liste der erhobenen Gefahren im Testgebiet Nassfeld.
List of mapped hazards within the test site Nassfeld.

Hazards	Ranking (Qn)	Reduktionsfaktor (Rf)	Hazard-Index (HI)	Hazard-Index-Klasse
infrastrukturelle Entwicklung				
Abwasser:				
Fäulbehälter, Senkgrube, Latrine	0,9	0,5	16	1
Abwasserreinigungsanlage ohne biologische Stufe	0,8	0,5	8	1
Abfluss von gepflasterten Flächen	1,2	0,9	27	2
Abwasserabfluss in den Verlauf von Oberflächenwässern	0,8	0,6	19	1
Treibstoff:				
Treibstofftank, oberirdisch	0,8	0,5	16	1
Transport und Verkehr:				
Straße, ungesichert	0,85	0,8	27	2
Autoabstellplätze, ungesichert	0,8	0,8	19	1
Freizeit- und Erholungseinrichtung:				
Schipisten	1,2	0,9	22	1
diverse Hazards:				
Transformatoren	0,8	0,5	14	1
industrielle Aktivitäten				
Steinbruch, Schotter-/Baugrube:				
Kiesgrube, Aushubstelle	0,8	0,5	12	1
Verteilung und Behandlung von Abwasser:				
Abwasserkanäle	1	0,6	39	2
Land- und Viehwirtschaft				
Landwirtschaft:				
(Kunst-)dünger und Pestizide	0,8	0,6	19	1
Viehwirtschaft:				
Stallgebäude (Hütte, Verschlag, Stall)	1,1	1	28	2
Misthaufen	0,9	1	36	2
Güllebehälter	0,8	1	36	2



Kurzbeschreibung der Hazards im Testgebiet Nassfeld

Im Sommer 2002 wurden im Testgebiet 15 verschiedene Arten von Hazards kartiert (Tab. 15). Diese Gefahren kommen nicht ununterbrochen im Jahresverlauf vor. Die meisten bestehen in der Periode der schneefreien Zeit. Im Mittel beträgt die schneefreie Zeit am Nassfeld 172 d/a. Nach der Schneeschmelze werden z. B. Schipistenflächen mit Dünger bestreut. Von Juni bis September finden der Almauftrieb und die touristische Bewirtschaftung von Almhütten mit Viehhaltung (Schweinegestall, Kuhstall) statt. Diese Almhütten sind auch für Touristen in der schneefreien Zeit über öffentliche Schotterstraßen mit Fahrzeugen leicht erreichbar. Von den ganzjährig geöffneten Tourismusbetrieben geht die Gefahr einer etwaigen unzureichenden Abwasserentsorgung oder -behandlung aus.

Aus der Gefahrenkarte mit den errechneten HI-Klassen (Tafel II) wird ersichtlich, dass sich die punktuellen Hazards um die Almhütten konzentrieren, lineare gehen von den geschotterten, ungesicherten Straßen aus, und flächenhafte Gefahren werden durch die Schipisten und Autoabstellplätze bei den Almhütten repräsentiert.

Das Ausmaß der Schädlichkeit von Hazards wird sich in der Zukunft am Nassfeld ändern, weil die Infrastruktur erweitert wird. Ein neuer Abwasserkanal ist derzeit in der Bauphase, welcher die Kleinkläranlagen bei einer Almhütte ersetzen und den HI bei erfolgreicher Fertigstellung herabsetzen wird. Auf der anderen Seite sind aber neue Senkgruben geplant und neue Schipisten und Liftanlagen, die den HI erhöhen werden.

7.3. Risikokarte

Die Risikokarte wird auf Basis der Vulnerabilitätskarte und der Gefahrenkarte erzeugt. Sie verdeutlicht die Risikoflächen in Bezug auf einen bestimmten Schadstoff bzw. einer Gruppe von Schadstoffen. In der Gefahrenkarte werden die Hazards nur lokalisiert. Die Risikokarte informiert über die Vulnerabilität am Ort des Schadstoffes und darüber hinaus über die Bereiche, die aufgrund eines Schadstofftransportes durch den Oberflächenabfluss erreicht werden können. Die Risikoanalyse ist ein sehr dynamisches Werkzeug: Sie erlaubt eine Darstellung von realen und fiktiven Szenarien. Eine geplante Maßnahme im Gebiet (z. B. eine neue Schipiste, die nach der Ausaperung gedüngt wird) kann somit in ihrer möglichen Auswirkung auf das Grundwasser sofort visualisiert werden.

Erstellung einer Risikokarte

Ausgehend vom Ort der Hazards wurden mit dem am Institut für Wasserressourcen-Management der JOANNEUM RESEARCH entwickelten Grafikprogramm „Morph 6.10“ Bahnlinien auf Grundlage des digitalen Höhenmodells berechnet. Bei punktuellen Hazards wurde eine Linie vom digitalisierten Punkt aus in der Farbe entsprechend der HI-Klasse generiert. Bei linearen und flächenhaften Hazards bildeten die digitalisierten Punkte den Ursprung der berechneten Bahnlinien. Die Kombination der Vulnerabilitätskarte und der Gefahrenkarte samt den gezeichneten Bahnlinien erzeugt eine Risikokarte. In Tafel III sind beispielhaft die Risikoflächen für die Gefahren der HI-Klasse 4 dargestellt.

Die Risikobewertung erfüllt Kriterien, welche die Wahrscheinlichkeit einer Kontamination des Grundwassers anzeigt. Die Darstellung des Risikos in Risikoflächen beinhaltet die

- Wahrscheinlichkeit und Ausmaße von Schadstofffreisetzungen an der Erdoberfläche (ausgedrückt in der HI-Klasse),
- Fließrichtung bei möglichen Oberflächenabflussprozessen (durch Darstellung von Bahnlinien im Geländemodell),
- Vulnerabilität des Untergrundes (dargestellt in der intrinsischen Vulnerabilitätskarte).



8. Diskussion

8.1. Mindestanforderung zur Umsetzung des Konzeptes VURAAS

Zur Umsetzung des Konzeptes VURAAS für die Erstellung einer Vulnerabilitätskarte wird die Erhebung und Auswertung unten angeführter Bewertungsparameter dringlich empfohlen. Die Parameter sind in der Reihenfolge ihrer Wichtigkeit angegeben. Die Wichtigkeit einzelner Kernfaktoren hat sich im Projekt der COST 620 herauskristallisiert (F. ZWAHLEN, 2003). Als limitierende Faktoren der Bewertung der Kernfaktoren im VURAAS seien die Zeit und das zur Verfügung stehende Budget genannt. Um eine sinnvolle Vulnerabilitätskarte zu produzieren, ist es notwendig, die folgenden Parameter zum Input [P], zur Infiltration [I] und zur Exfiltration [E] zu erheben:

- [P]: Wasserbilanzierung (Erhebung/Messung hydrologischer Daten),
- [I]: Ungesättigte Zone (über Boden-, Lockergesteins- und Festgesteinskartierungen),
Art der Infiltration (Kartierung von punktuellen und linearen Infiltrationsstellen),
- [E]: Ganglinienanalyse (Dauerbeobachtung zur Bestimmung der Variationsbreite von Quellparametern, vor allem elektrische Leitfähigkeit, und Berechnung von Speicherkenngrößen),
Bestimmung der Verweilzeit des Wassers (Analyse von Umweltisotopen).

Die Charakterisierung der folgenden Parameter ist im Hochgebirge häufig aufgrund fehlender Messstationen oder allzu hohem Einsatz (z. B. Zeit, Kosten, Erreichbarkeit im Gelände) nur bedingt möglich und hängt von den zur Verfügung stehenden Mitteln bzw. dem Zeitrahmen der Untersuchungen ab. Die Auswertung ist nicht zwingend notwendig, wird aber zur umfassenden Bewertung der Vulnerabilität angeregt:

- [P]: Direktmessungen zum Oberflächenabfluss und Infiltration (Beregnungsversuche),
- [I]: Grundwasserneubildung (Kartierung: Wasserretention, Analyse der Hydrochemie),
Strukturgeologie zur Teilbewertung der ungesättigten Zone (Aufnahme von Scan Lines, Fernerkundung mittels Fotogeologie, Satellitenbilddauswertung, ...),
- [E]: Speicherkenngrößen (durch Abflussereignisbeprobung und Errichtung von Pegelstationen an allen Hauptgerinnen).

Für die Erstellung einer Risikokarte ist die Erhebung und Kartierung von Gefahren im Untersuchungsgebiet eine zwingende Voraussetzung. Dazu wird die Hazard-Liste der COST 620 als wertvolles Hilfsmittel für die Erhebung aller Gefahren empfohlen.

Die Kartendarstellung erfordert spezielle GIS-Programme, in denen eine Verschneidung von zwei und mehreren Layer mit flächenhaft digitalisierten Elementen möglich ist.

Für die Erstellung einer Risikokarte nach dem Konzept VURAAS wird ein Grafik-Programm benötigt. Dieses sollte über ein Werkzeug (Tool) verfügen, das über ein digitales Höhenmodell Bahnlinien von jedem Punkt im Gebiet aus zu generieren vermag.

8.2. Nutzen und Potential von VURAAS

Nachhaltiger Quellschutz

Im COST 620-Projekt wurde ein flexibler europäischer Ansatz zur Vulnerabilitätsbewertung in Form von flexibel anwendbaren Kernfaktoren erarbeitet, die ein Konzeptmodell bilden.

Der Ansatz VURAAS ermöglicht die Anwendung dieses Konzeptmodells in hochalpinen Karstgebieten unter Berücksichtigung der besonderen hydrogeologischen Ver-

hältnisse im Hochgebirge. Genutzte und ungenutzte Quellen werden einerseits für die Systembeschreibung herangezogen, andererseits können Maßnahmen zum Schutz für Nutz- und Trinkwasserzwecke getroffen werden.

VURAAS entspricht den Erfordernissen der EU-Rahmenrichtlinie für den Bereich Einzugsgebietshydrologie (EUROPEAN PARLIAMENT AND COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION, 2002) und könnte für das Wassermanagement in hochalpinen Aquifersystemen eingebunden werden. Das Konzept ermöglicht eine Ausweisung von wasserwirtschaftlich und touristisch genutzten (bzw. interessanten) Hochgebirgsbereichen in Zonen mit unterschiedlicher Vulnerabilität und Risiko des Systems gegenüber Schadstoffeinträgen von der Erdoberfläche.

Bei Berücksichtigung von sensiblen Landschaftsbereichen in der Landplanung wird ein nachhaltiger Quellschutz bzw. Schutz von Wasserressourcen erreicht. Dazu wird die Planung von baulichen Notwendigkeiten für den Tourismus und die Almwirtschaft so ausgerichtet, dass Gefahrenpotentiale auf jene Gebiete beschränkt werden, wo eine geringere Vulnerabilität vorliegt. Das erlaubt einerseits eine Bewirtschaftung des Alpenraumes für den Tourismus und die Almwirtschaft, auf der anderen Seite werden die Wasserressourcen für eine aktuelle und zukünftige Nutzung nachhaltig gesichert.

Im ÖWWV-Regelblatt 201 (ÖWWV, 1984) werden Vorschläge für Schutzgebiete für Karstwasservorkommen für Trinkwasserzwecke gemacht. Die Vorschläge lauten unter anderem:

- „In Karstgebieten hat ein Schutzgebiet jene Teile des Einzugsgebietes zu umfassen, aus denen dem Wasservorkommen eine unmittelbare qualitative oder quantitative Gefährdung droht.“
- „Das Schutzgebiet muss auch Bereiche umfassen, die zwar räumlich von der Quelfassung entfernt sind, aus denen aber nachweislich (z. B. über Dolinen, Klüfte, Verwerfungen etc.) ein unmittelbarer Abfluss zu der zu schützenden Fassung erfolgt.“

Die „Hinweise“ für die Ausarbeitung von Vorschlägen für Schutzmaßnahmen nach dem Wasserrechtsgesetz (BUNDESGESETZBLATT 215/1959) beinhalten Punkte, welche im Konzept VURAAS erfüllt werden.

Weiters sollen Schutzgebietsprojekte zur Vorlage bei der Wasserrechtsbehörde nach ÖWWV (1984) jedenfalls auch geologische, hydrologische Beschreibungen, Karten, Lagepläne mit Gebäuden, Betrieben etc. umfassen. Diese sind im Konzept VURAAS enthalten.

Unter Verweis (ÖWAV-Regelblatt 212, 1999) auf die Richtlinie W 72 der Österreichischen Vereinigung für das Gas- und Wasserfach (ÖVGW, 1995) „sind Einrichtungen für Tourismus und Sport, somit auch größere Bauwerke für touristische Zwecke und andere größere Anlagen (wie z. B. Rodungen, Planieren für Schipisten) bei Gefahr einer erhöhten Gewässerbelastung, bei erheblichen Eingriffen in die Oberflächenformen oder bei Notwendigkeit einer intensiven Bodenbewirtschaftung im engeren Quelleinzugsgebiet (Schutzzone II) zu verbieten.“

Durch Umsetzung von Vulnerabilitätskartierungen könnten auch in Quelleinzugsgebieten (Schutzzone II) Bereiche mit geringer Vulnerabilität touristisch genutzt werden.

Mögliche Integration in Quellschutzkonzepte

Eine Gegenüberstellung der fünf Vulnerabilitätsklassen zu den bestehenden drei Schutzzonen im behördlich geregelten Wasserrechtsverfahren wäre eine Voraussetzung für die Integration von Vulnerabilitätskarten in ein Quellschutzkonzept. Dazu könnte beispielsweise die Schutzzone I (Bereich der Quelfassung) gleich bleiben. Die Schutz-

zone II könnte noch unterteilt werden in die Vulnerabilitätsklassen 2 und 3 mit jeweils auf die Klasse abgestuften und strengeren Auflagen sowie Nutzungsbeschränkungen. Bauliche Maßnahmen kommen nur außerhalb dieser Schutzzone zu liegen. In der Klasse 4 und 5, die z. B. die Schutzzone III darstellt, kann eine intensivere Landnutzung gestattet werden.

Der Vorteil von VURAAS liegt darin, dass es in allen Arten von Grundwasserkörpern (Poren-, Kluft- und Karstaquifere) anwendbar ist. In den meisten Fällen hat man es im Gebirge mit mehreren unterschiedlichen Grundwasserleitern zu tun.

Das Konzept beinhaltet die drei im EU-Projekt der COST 620 in Übereinkunft beschlossenen und definierten Kernfaktoren zur Beurteilung und Darstellung der intrinsischen Vulnerabilität. Das Bewertungsschema ist flexibel konzipiert, so dass es auch bei einer Nichtbeurteilung eines Bewertungsparameters ausgewertet werden kann.

Der vorbeugende Grundwasserschutz durch die Berücksichtigung der Vulnerabilität eines Landschaftsbereiches erspart Kosten einer Trinkwasseraufbereitung bzw. Ersatzwasserleitung aus einem entfernten Gebiet im Falle einer Verunreinigung des Wassers.

Forschungs- und Handlungsbedarf zur Vulnerabilität

Für die Bewertung des Inputs im Hochgebirge besteht neben den bewährten hydrologischen Methoden der Abflussrezessionsanalysen noch Forschungsbedarf, wenn es um die Regionalisierung der Anteile des Oberflächenabflusses und Infiltrationswassers geht. Die Auswertungen über die Beregnungsversuche stellen aber einen guten Ansatz dazu dar.

Forschungsbedarf zum Kernfaktor Infiltration [I] ist noch in Bezug auf die Ermittlung der Mächtigkeit der einzelnen Lagen der Boden- und Lockergesteinsüberdeckung gegeben. Eine Herausforderung der Vulnerabilitätskartierung ist die Übertragung von Punktinformationen in die Fläche. Durch sehr heterogene Untergrundverhältnisse ist es notwendig, das Messstellennetz der Kartierungspunkte (Boden, Lockergestein, ...) zu verdichten. Dadurch lässt sich der Mittelwert des gemessenen Parameters exakter in die Fläche extrapolieren.

Die Untersuchungen zum Kernfaktor Exfiltration [E] haben gezeigt, dass für eine Erfassung und Analyse der Auslaufkurve einer Quelle bzw. eines Gerinnes entweder mehr Pegelstationen im Testgebiet notwendig sind oder das Intervall der Abflussmessungen von monatlich auf vierzehntägig oder wöchentlich verkürzt werden muss. Der Niederschlagsreichtum am Nassfeld erschwert die Untersuchung von Abflussrezessionen im Niederwasserbereich und erfordert somit kontinuierliche Messungen in den seltenen Trockenwetterzeiten.

Anwendung von VURAAS

Die Anwendung von VURAAS soll anhand eines Beispiels gezeigt werden. Direkt oberhalb der Forststrasse zur Rudnigalm auf etwa 1600 m ist eine Quellgruppe gelegen, deren Gesamtschüttung etwa 70–100 l/s beträgt. Diese Quellen sollen für die Trinkwasserversorgung für den Großraum Nassfeld – Gailtal genutzt werden. Folgende Fragen sollen geklärt werden:

- Gibt es im Einflussbereich der Quellen mögliche Gefahrenherde, die die Qualität der Wässer beeinträchtigen können?
- Wie muss ich die Dimensionierung der Schutzzonen II und III vornehmen, damit keine Gefahr aus einer Kontamination besteht?

Bei einer bereits vorliegenden Vulnerabilitäts- und Gefahrenkarte ist der Aufwand für eine Risikoanalyse und somit für die Lösung der Fragen gering. Mit Hilfe von GIS-An-

wendungen werden die benötigten Daten in die Karten eingetragen und das Einzugsgebiet der Quellen berechnet. Als nächster Schritt werden die Hazards der Gefahrenkarte in die Vulnerabilitätskarte übertragen, die in näherer Umgebung der Quellen situiert sind. Im Beispiel sind dies vor allem Schipisten und Forststraßen. Anschließend wird die Richtung des Oberflächenabflusses von diesen Gefahrenquellen über die Darstellung von Bahnlinien ermittelt, um zu erkennen, welche Pistenbereiche bzw. welche Hazards einen möglichen schädlichen Einfluss auf die Quellwässer haben können.

Im Anwendungsbeispiel (Tafel IV) ist sehr gut zu erkennen, dass zwar nur ein kleiner Teil der „Trogkofelpiste“ im Quelleinzugsgebiet liegt, aber ein weitaus größerer Bereich über den Oberflächenabfluss Einfluss nimmt. Dies bedeutet bei einer Nutzung der oben genannten Quellgruppe für die Trinkwasserversorgung, dass dieses Gebiet einiger Schutzmassnahmen bedarf, damit es zu keiner Verunreinigung kommen kann, wie z. B. durch im Frühjahr auf die Piste aufgetragene Düngemittel.

Für die Frage der Dimensionierung der Schutzzonen ist am Anwendungsbeispiel deutlich zu erkennen, dass der größte Teil des Einzugsgebietes der Quellen in den Vulnerabilitätsklassen 1 und 2 liegt. Dies bedeutet, dass dieser Bereich nur eine sehr geringe natürliche Schutzfunktion gegenüber möglichem Schadstoffeintrag aufweist. Es sind dies hauptsächlich Flächen mit Blockschuttablagerungen mit nur geringer bis gar keiner Bodenüberdeckung und nackte Karbonatfelsen, die durch offenstehende Klüfte gute Infiltrationsmöglichkeiten bieten. Deshalb muss der Einfluss der Hazards auch als Gefahr für die Wasserqualität angesehen werden. Für die Dimensionierung bedeutet dies nun in diesem Fall, dass fast das gesamte Gebiet als Schutzzone II ausgewiesen werden muss und keine Schutzzone III vorhanden ist. Da dieses Gebiet allerdings nicht landwirtschaftlich oder viehwirtschaftlich genutzt wird, stehen damit keine hohen Kosten in Verbindung. Einzig eine Lösung des Problems Piste müsste gefunden werden.

VURAAS findet aber nicht nur in der Bewertung und Durchführung von Quellschutzmassnahmen seine Anwendung, sondern ebenso in der Landschaftsgestaltung. Dabei sollte bereits bei der Planung eines Bauprojektes die Vulnerabilitätskarte Aufschluss über einen besseren Standort bezüglich der möglichen Grundwassergefährdung geben. Dies würde in späterer Folge auch Kosten für Auflagen minimieren. Im Untersuchungsgebiet Nassfeld wird als Beispiel dafür der Bau eines Almgasthauses im Bereich der Bergstation des „Rudnigsatteliftes“ herangezogen. Variante A, eingetragen in Tafel IV, würde demnach in einem Bereich der Vulnerabilitätsklasse 2 liegen und durchaus eine Gefahr für das Grundwasser darstellen. Bei Vorhandensein einer Vulnerabilitätskarte wäre zu erkennen, dass nur wenige Zehnermeter weiter nördlich (Variante B) das Risiko einer Kontamination wesentlich geringer ist.

Zusammenfassung

Grundwasserproblematik

Der ständig ansteigende Tourismus im Hochgebirge ist eine ständig ansteigende Bedrohung für das alpine Grundwasser. Es stellt sich somit die Frage, inwieweit diese touristische Landnutzung mit nachhaltigem Grundwasser- und Quellschutz vereinbar ist. Die Schiregion Nassfeld-Hermagor hat sich in den letzten 15 Jahren stark vergrößert und wird gegenwärtig noch weiter ausgebaut. Neue Liftanlagen, Pistenverbreiterungen und Pistenplanierungen sowie infrastrukturelle Maßnahmen sind bewilligt und werden demnächst realisiert.

Diese Naturveränderungen erhöhen die Gefahr einer Verunreinigung des Grundwassers in den Einzugsgebieten mit vulnerabler (verletzbarer) Grundwasserüberdeckung. Derzeit wird der Trinkwasserbedarf am Nassfeld durch vor Ort gefasste Quellen und Quellgruppen gedeckt. Für den Bedarf an Nutzwasser (vor allem für die Kunstschneeproduktion) muss bis zu 50 % der benötigten Wassermenge aus dem Tal zu den Verbraucherstellen gepumpt werden.

Die Region Nassfeld bietet sich durch die spezielle Wasserproblematik gut an, die rezenten und künftig möglichen Auswirkungen von Gefährdungspotentialen auf das Grundwasser zu studieren und infolge ein Schutzkonzept zum nachhaltigen Quellschutz zu entwickeln.

Forschungsprojekt am Nassfeld

In einem dreijährigen Forschungsprojekt wurde im Testgebiet um das Karstmassiv Trogkofel – Zweikofel ein Modell zur Vulnerabilitäts- und Risikoanalyse entwickelt: Das Modell „VURAAS“ ist ein Akronym für **V**ulnerabilitäts- und **R**isikoanalyse in **A**lpinen **A**quifersystemen. Als Testgebiet wurde das Karstmassiv am Nassfeld um die Gebirgskette Trogkofel – Alpenkofel – Zweikofel mit einer Gebietsfläche von ca. 8 km² gewählt.

Das Ergebnis von VURAAS ist eine Risikokarte, die Bereiche mit unterschiedlichem Risiko bezüglich eines Schadstoffeintrages darstellt. Die Risikokarte dient dem Landplaner, die Standortfrage für beabsichtigte (Bau-)Maßnahmen in einem Konsens zwischen der Landnutzung (für den Tourismus und die Almwirtschaft) und dem Quellschutz leichter zu klären. Die Grundlage dieser Risikokarte sind die Vulnerabilitätskarte und die Gefahrenkarte.

Die Basis der Vulnerabilitätsbewertung ist die Systembeschreibung anhand der hydrogeologischen Bewertung der drei Kernfaktoren des Konzeptes

- Input [P],
- Infiltration [I],
- Exfiltration [E].

Die drei Kernfaktoren werden unter dem geologischen und hydrologischen Aspekt beurteilt. Für jeden dieser Kernfaktoren lassen sich Landschaftsbereiche in einer Karte mit fünf unterscheidbaren Klassen der Vulnerabilität (oder „Verletzbarkeit“) darstellen.

Zu den geologischen Untersuchungen werden hier Kartierungen und Fernerkundungen an der Erdoberfläche gezählt, wie die Kartierung des Bodens, des Lockergesteins, der Geologie und der Tektonik.

Die hydrologischen Untersuchungen lassen sich nach quantitativen und qualitativen Gesichtspunkten gliedern. Sie unterteilen sich in die Beschreibung und Auswertung des Wassertransportes und jene des Stofftransportes. Innovative Bestandteile bei den hydrologischen Auswertungen zum Wassertransport waren:

- Beregnungsversuche auf Standorten mit Schipiste und Almweide (und Literaturauswertungen),
- Bestimmung des Abflusskoeffizienten bei unterschiedlicher Landnutzung,
- Untersuchungen zum Kunstschnee und seine Auswirkungen auf den Abfluss,
- Abflussanalysen bei Hochwasserereignissen.

Bewertung der Vulnerabilität über das Rating- und Weighting-System

Ist die Vulnerabilität des hydrogeologischen Systems gegenüber Schadstoffeinträgen im gesamten Gebiet gleich groß oder lassen sich Flächen mit relativ zueinander unterschiedlicher Verletzbarkeit abgrenzen?



Die Vulnerabilitätskarte für das Testgebiet Nassfeld zeigt als Antwort darauf vier unterscheidbare Klassen der Vulnerabilität im relativen Vergleich zueinander. Absolut messen lässt sich die Vulnerabilität nicht. Hier die Vulnerabilitätsbewertung stark gekürzt:

Die drei Kernfaktoren werden über mehrere Bewertungsparameter charakterisiert, denen bestimmte Werte (Rating) und Gewichtungen (Weighting) aus vorgegebenen Tabellen mit einem definierten Algorithmus zugeordnet werden. Ein niedriges Rating bedeutet immer eine hohe Vulnerabilität und umgekehrt steht eine hohe Punktezahl für eine geringe Vulnerabilität. Nach flächenhafter Darstellung der Bewertungsparameter im GIS wird für jeden Bewertungsparameter eine Lage (Layer) produziert. Danach werden die einzelnen Layer übereinandergelegt. Dabei wird das Rating und Weighting sowohl der einzelnen Flächen eines Layers als auch der Verschnittfläche mehrerer übereinandergelegter Layer in einer Attributtabelle im GIS eingegeben bzw. neu berechnet. Die Gesamtpunkte mehrerer übereinander gelegter Layer werden um den Wert 1 generalisiert, um das Rating möglichst einfach und gering zu halten. Die generalisierten Punkte werden in fünf Klassen eingeteilt, die im GIS mit fünf unterscheidbaren Farben dargestellt werden.

Bewertung der Gefahren (Hazards) über den Hazard-Index (HI)

Wo und in welchem Ausmaß treten im Untersuchungsgebiet Gefahren für das Grundwasser auf, durch Schadstoffe verschmutzt zu werden? Diese Frage wird durch die Bewertung aller Gefahren („Hazards“) im Gebiet beantwortet.

Der Gefahrenbewertung geht eine Erhebung und Kartierung von punktuellen, linearen und flächenhaften Hazards im Untersuchungsgebiet voraus. Eine Hazard-Liste der COST Action 620 wurde dazu verwendet.

Diese Hazards werden nach ihrem Gefährdungspotential anhand eines Hazard-Index (HI) eingestuft. Dieser HI wird in einem siebenstufigen Arbeitsplan berechnet und die Art der Hazards in der Gefahrenkarte mit einem definierten Symbol dargestellt. So lassen sich die Hazards in fünf Klassen mit unterschiedlichem Ausmaß (HI) in fünf verschiedenen Farben in der Gefahrenkarte schnell erkennen. Im Testgebiet treten punktuelle, lineare und flächenhafte Gefahren der HI-Klassen 4 und 5 einer fünfteiligen Skala auf.

Bewertung des Risikos über die Vulnerabilität und Gefahren im Testgebiet

Wo entstehen im Untersuchungsgebiet Risikoflächen und wie groß ist das Risiko eines Schadstoffeintrages in das Grundwasser? Die Risikokarte veranschaulicht jene Bereiche, die aufgrund eines (vor-)gegebenen Hazards und der intrinsischen Vulnerabilität der betroffenen Flächen einem gewissen Risiko ausgesetzt sind.

Die Grundlage zur Risikobewertung bildet die Vulnerabilitätskarte, die bis zu fünf Klassen mit unterscheidbarer „Verletzbarkeit“ in Teilflächen anzeigt. Darüber wird die Gefahrenkarte gelegt, die zusätzlich zur Lage und Gefährlichkeit der Hazards auch die wahrscheinlichste Fließrichtung des Oberflächenabflusses in Form von farbigen Bahnlinien (in der Farbe des HI) markiert. Die daraus resultierende Risikokarte zeigt nun die Risikoflächen an, die durch die Hazards samt den Bahnlinien der von der Gefahrenquelle ausgehenden Oberflächenwässer und durch die Vulnerabilität in diesen Bereichen bestehen.

Literatur

ALLER, J. R., T. BENNET, J. H. FEHEER, R. J. PETTY & G. HACKETT (1987): DRASTIC: A standardised system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeological settings.– U. S. EPA, Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, Ada, OK, EPA/600/2-85-0108.



- BAUMGARTNER, A. & H. J. LIEBSCHER (1996): Allgemeine Hydrologie. Quantitative Hydrologie.– Lehrbuch der Hydrologie, Bd. 1, 2. Aufl., 694 S., Berlin, Stuttgart (Gebrüder Bornträger).
- BAUMGARTNER, A. & E. REICHL (1983): Der Wasserhaushalt der Alpen.– Text und Kartenband, 343 S., München (Oldenbourg).
- BEV (Hrsg., 1992): ÖK 25V Blatt Nr. 198 Weissbriach.– Neuaufnahme 1977, Kartenfortführung 1992, Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, Wien.
- BEV (1998): Digitales Höhenmodell DGM Rasterdaten 25 m, Projektion Gauß-Krüger.– Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, Wien.
- BUNDESGESETZBLATT 215/1959: Wasserrechtsgesetz, 1959, idgF, Novelle 1992.– Wien.
- BUNZA, G. & T. SCHAUER (1989): Der Einfluß der Vegetation, Geologie und Nutzung auf den Oberflächenabfluß bei künstlichen Starkregen in Wildbachgebieten der Bayrischen Alpen.– Manuskript, 1–27, Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- CALMBACH, L. (1997): AquaChem 3.6 – Aqueous geochemical data analysis plotting and modeling.– Waterloo Hydrogeologic, Inc., Waterloo.
- CARGNEL, G. (2000): Identificazione mediante Telerilevamento di Lineamenti tettonici nell'area tra Forni Avoltri e Tarvisio (Alpe Carniche).– Tesi di Laurea in Geologia, Università degli Studi di Trieste.
- CERNUSCA, A., H. ANGERER, Ch. NEWSELY & U. TAPPEINER (1989): Ökologische Auswirkungen von Kunstschnee – Eine Kausalanalyse der Belastungsfaktoren.– Verh. Ges. Ökologie, **19**, 746–757, Osnabrück.
- CICHOCKI, G. (1999): Zur Hydrogeologie der östlichen Karnischen Alpen (Egger Alm – Poludnig – Oisternig). Untersuchungen zur Vulnerabilität von (Karst-)Aquiferen.– Diplomarbeit an der Karl-Franzens-Universität Graz, 89 S., 17 S. Anhang I, 40 S. Anhang II, 4 Beilagen, Graz.
- CICHOCKI, G. (2003): Wassertransport als Grundlage für eine Vulnerabilitätsbewertung und Risikoanalyse in Karbonatgesteinen, Testgebiet Nassfeld, Karnische Alpen.– Dissertation an der Technischen Universität Graz, 140 S., 25 S. Anhang, 1 Beilage, Graz.
- CIVITA, M. & M. DE MAIO (2000): Valutazione e Cartografia automatica della Vulnerabilità degli Acquiferi all'inquinamento con il Sistema parametrico SINTACS R5.– 248 p., Bologna (Pitagora Editrice).
- CZELL, A. (1972): Wasserhaushaltsmessungen in subalpinen Böden.– Mitt. Forstl. Bundesversuchsanstalt, **98**, Wien.
- DALY, D. & D. P. DREW (1999): Irish methodologies for karst aquifer protection.– In: BECK, B. F., A. J. PETTIT & J. G. HERRING (Eds., 1999): Proceedings of the Seventh Multidisciplinary Conference on Sinkholes and the Engineering and Environmental Impacts of Karst, Harrisburg-Hershey, Pennsylvania, 267–272.
- DALY, D., D. DREW, N. GOLDSCHIEDER & H. HÖTZL (2000): The Suggested Outline of an European Approach to Mapping Groundwater Vulnerability.– Unpublished paper, 6 p., University of Karlsruhe, Department of Applied Geology (AGK), Karlsruhe.
- DOERFLIGER, N. & F. ZWAHLEN (1998): Practical Guide, Groundwater Vulnerability Mapping in Karstic Regions (EPIK).– Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL), 56 p., Bern.
- EISENHUT, M. & A. KAPFENBERGER-POCK (1993): Auswertung der Österreichischen Bodenkarte 1 : 25 000 für die Ermittlung der Nitrataustragsgefährdung von Böden.– Mitt. der Österr. Bodenkundlichen Gesellschaft, **46**, 19–49, Wien.
- EUROPEAN PARLIAMENT AND COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION (2002): European Water Directive 2000/60/EG of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy.– Brussels.
- FANK, J., T. HARUM & H. STADLER (1993): Erfassung von Abflussvorgängen in kleinen natürlichen Einzugsgebieten. Speicherverhalten kleiner Einzugsgebiete.– Unveröff. Endbericht 3. Projektjahr, Institut für Hydrogeologie und Geothermie, JOANNEUM RESEARCH, Graz.
- FELSER, K. O. & F. KAHLER (1956): Die Bildung schmaler Felskämme durch Bergzerreissung und Talzuschub.– Mitt. Geogr. Ges., **98**, Wien.
- FOSTER, S. S. D. (1987): Fundamental Concepts in Aquifer Vulnerability, Pollution Risk and Protection Strategy. Vulnerability of soil and groundwater to pollutants ed.– Proceedings and information committee for hydrological research, TNO, 69–86.



- FUCHS, M., B. KOHL, G. MARKART, G. MEISSL, H. P. NACHTNEBEL & G. PATZELT (1999): Abfluss- und Infiltrationseigenschaften verschiedener alpiner Boden-/Vegetationskomplexe unter winterlichen Bedingungen.– Unveröff. Projektbericht der FBVA an die Österreichische Nationalbank, 72 S., Wien.
- GOLDSCHIEDER, N., M. KLUTE, S. STURM & H. HÖTZL (2000): The PI method – a GIS-based approach to mapping groundwater vulnerability with special consideration of karst aquifers.– *Z. Angew. Geol.*, **46** (2000) **3**, 157–166, Hannover.
- GROSSMANN, J. (2001): Ein einfaches Verfahren zur Schätzung des Direktabflusses.– *GWF Wasser/Abwasser*, **142** (2001) **12**, 851–855, Hamburg.
- HAUDE, W. (1954): Zur praktischen Bestimmung der aktuellen und potentiellen Evaporation und Evapotranspiration.– *Mitt. Dt. Wetterd.*, **8**, 3–22, Offenbach (Dt. Wetterd.).
- HERITSCH, F. (1936): Die Karnischen Alpen.– 205 S., Inst. f. Geol. u. Paläon. d. K.-F.-Univ. Graz.
- HERITSCH, F. & H. HERITSCH (1941): Lydite und ähnliche Gesteine aus den Karnischen Alpen.– *Mitt. Geol. Ges. Wien*, **34**, Wien.
- HÖLTING, B. (1980): Hydrogeologie. Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie.– Stuttgart (Ferdinand Enke).
- HÖLTING, B. (1996): Hydrogeologie. Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie.– 5. Aufl., Stuttgart (Ferdinand Enke).
- HÖLTING, B., T. HAERTLE, K.-H. HOHBERGER, K. H. NACHTIGALL, E. VILLINGER, W. WEINZIERL & J.-P. WROBEL (1995): Konzept zur Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung.– *Geol. Jb.*, **C63**, 5–24, Hannover.
- KAHLER, F. & S. PREY (1963): Erläuterungen zur Geologischen Karte des Nassfeldes-Gartnerkofel-Gebietes in den Karnischen Alpen.– Geologische Bundesanstalt, Wien.
- KRONFELLNER-KRAUS, G. (1997): Einige aktuelle Probleme und Ergebnisse der Wildbachforschung in Österreich.– *FBVA-Berichte*, **43/1990**, Beiträge zur Wildbacherosions- und Lawinenforschung, 7–20, Wien.
- KOHL, B., G. MARKART, G. STARY, H. PROSKE & P. TRINKAUS (1997): Abfluß- und Infiltrationsverhalten von Böden unter Fichtenaltbeständen in der Gleinalm (Stmk.).– *FBVA-Berichte*, **96/1997**, Beiträge zur Wildbachforschung, 27–32, Wien.
- LANG, E. (1995): Starkregensimulation – Ein Beitrag zur Forschung von Hochwasserereignissen.– *FBVA-Berichte*, **90/1995**, 70 S., Wien.
- LANG, E. (1997): Wildbacheinzugsgebiet Oselitzenbach – Spitzenwerte von Niederschlag und Abfluß 1987–1995.– *FBVA-Berichte*, **96/1997**, Beiträge zur Wildbachforschung, 7–20, Wien.
- LEDITZKY, H. P., P. RAMSPACHER, F. RIEPLER & H. ZOJER (1982): Ermittlung des Naturraumpotentials ausgewählter Landschaften: Unteres Gailtal/Kärnten (KC-11).– Unveröff. Endbericht, Institut für Hydrogeologie und Geothermie, JOANNEUM RESEARCH, Graz.
- MAILLET, E. (1905): *Mécanique et physique du globe. Essais d'hydraulique souterraine et fluviale.*– 218 p., Paris.
- MARGAT, J. (1968): *Vulnérabilité des nappes d'eau souterraine à la pollution.*– BRGM-Publication **68 SGL 198 HYD**, Orléans.
- MARKART, G. & B. KOHL (1995): Starkregensimulation und bodenphysikalische Kennwerte als Grundlage der Abschätzung von Abfluß- und Infiltrationseigenschaften alpiner Boden-/Vegetationseinheiten. Ergebnisse der Beregnungsversuche im Mustereinzugsgebiet Löhnersbach bei Saalbach in Salzburg.– *FBVA-Berichte*, **89/1995**, 38 S., Wien.
- MARKART, G., B. KOHL & P. ZANETTI (1996): Einfluss von Bewirtschaftung, Vegetation und Boden auf das Abflussverhalten von Wildbacheinzugsgebieten. Internat. Symposium Interprävent 1996 – Garmisch-Partenkirchen.– Tagespublikation, Bd. **1**, 135–144.
- MARKART, G., B. KOHL & P. ZANETTI (1997): Oberflächenabfluß bei Starkregen – Abflußbildung auf Wald-, Weide- und Feuchtflächen (am Beispiel des oberen Einzugsgebietes der Schesabürserberg, Voralberg).– *Centralblatt für das gesamte Forstwesen*, **114**. Jg. (1997), H. **2/3**, 123–144, BFW Wien.
- MARKART, G., B. KOHL, A. PRAMSTRALLER & W. GALLMETZER (2000): Wirkung von Begrünungen auf das Abflussverhalten in Wildbacheinzugsgebieten bei Starkregen.– Internat. Symposium Interprävent 2000 – Villach.





- MESSNER, J. (2003): Der Wasserbedarf des Tourismus im Hochgebirge.– Unveröff. Bericht zum Hydrographischen Seminar am Institut für Geographie und Raumforschung der Karl-Franzens-Universität Graz, Sommersemester 2003, 28 S., Graz.
- NESTROY, O., O. H. DANNEBERG, M. ENGLISCH, A. GESZL, H. HAGER, E. HERZBERGER, W. KILLIAN, P. NELHIEBL, E. PECINA, A. PEHAMBERGER, W. SCHNEIDER & J. WAGNER (2000): Systematische Gliederung der Böden Österreichs.– Mitt. der Österr. Bodenkundlichen Gesellschaft, **60**, Wien.
- NEUBAUER, F. (1991): Einführung in die Regionale Geologie der Ostalpen.– Unveröff. Skriptum zur Vorlesung, 1. Aufl., Inst. f. Geol. u. Paläon. d. K.-F.-Univ. Graz.
- NEUWINGER, I. (1990): Wasseraufnahme und Versickerung bei verschiedenen Bodenformen im Nassfeld, Karnische Alpen.– FBVA-Berichte, **43/1990**, Beiträge zur Wildbacherosions- und Lawinenforschung, 41–66, Wien.
- NEWESELY, Ch. & A. CERNUSCA (2000): Auswirkungen der künstlichen Beschneigung von Schipisten auf die Umwelt.– Laufener Seminarbeiträge, **6/99**, 29–38, Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL).
- NICOLAS, A. (1984): Principes de Tectonique.– 196 p., Paris (Masson).
- ÖVGW (1995): Schutz- und Schongebiete.– Richtlinie **W 72**, 10 S., Österreichische Vereinigung für das Gas- und Wasserfach, Wien.
- ÖWAV (1999): Skipisten.– ÖWAV-Regelblatt **212**, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Wien.
- ÖWWV (1984): Leitlinie für die Nutzung und den Schutz von Karstwasservorkommen für Trinkwasserzwecke.– ÖWWV-Regelblatt **201**, Österreichischer Wasserwirtschaftsverband, Wien.
- PARKHURST, D. L. (1995): Users's Guide to PHREEQC – A Computer Program for Speciation Reaction-path, Advective-transport, and Inverse Geochemical Calculations.– Water Resources Investigation Report **95-4227**, US Geological Survey, Lakewood, Colorado.
- POSPESCHILL, M. (1996): Praktische Statistik. Eine Einführung mit Anwendungsbeispielen.– Weinheim (Psychologie Verlagsunion, ISBN: 3-621-27345-X).
- POLTNIG, W., P. SACCON, G. CICHOCKI & R. IODICE (2001): Einfluss menschlicher Tätigkeiten auf die Wasservorkommen und deren Qualität im Grenzgebiet zwischen Friaul-Julisch Venetien und Kärnten.– Unveröff. Endbericht, Institut für Hydrogeologie und Geothermie, JOANNEUM RESEARCH, Graz.
- PROBST, G., G. CICHOCKI & Ht. ZOJER (2001): Wasserwirtschaftskonzept Tirol, Evaluierung eines Hydrologischen Bilanzmodells in zwei Testgebieten in den Lienzer Dolomiten (Kärnten – Osttirol).– Unveröff. Bericht, 29 S., 13 Figuren, 6 Tabellen, Institut für Hydrogeologie und Geothermie, JOANNEUM RESEARCH, Graz.
- ROZANSKI, K., K. O. MUNNICH & C. SONNTAG (1982b): Modelling of stable isotope composition of atmospheric water vapour and precipitation.– Zitiert in: KENDALL, C. & J. J. McDONNELL (Eds., 1998): Isotope Tracers in Catchment Hydrology.– 839 p., Amsterdam (Elsevier Science B.V.).
- SCHAFFHAUSER, H. (1982): Untersuchungen über das Abflussverhalten verschieden bewirtschafteter Versuchsflächen.– Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, **144**, 85–101, Wien.
- SRBIK, R. VON (1936): Glazialgeologie der Nordseite des Karnischen Kammes.– Carinthia **II**, **6**. Sh., Klagenfurt.
- STATISTIK AUSTRIA (2003): Statistisches Jahrbuch Österreich.– Wien.
- STEINHÄUSER, H. (1969): Zur Verdunstung in Flussgebieten Österreichs in verschiedenen Seehöhen.– Österreichische Wasserwirtschaft, **21** (**11**), 267–280, Wien, New York (Springer).
- UNZOG, W. (1989): Schertektonik im Gailtalkristallin und an seiner Begrenzung.– Inaug.-Diss., Institut für Geologie und Paläontologie, Karl-Franzens-Universität Graz.
- VRBA, J. & A. ZAPOROZEC (1994): Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability.– Internat. Contributions to Hydrology, IAH, vol. **16**, 131 pp., Hannover.
- WAKONIGG, H. (1968): Der Anteil der verschiedenen Wetterlagen am herbstlichen Niederschlagsmaximum im Gailtal.– Mitt. Österr. Geogr. Ges., **110**, 203–223, Wien.
- WUNDT, W. (1953): Gewässerkunde.– 320 S., 183 Abb., Berlin (Springer Verlag).
- ZOJER, H. (1975): Beitrag zu den Niederschlags- und Abflußverhältnissen in den Karnischen Alpen.– Carinthia **II**, **85**, Klagenfurt.



- ZOJER, Ht. (1999): Hydrogeologische Untersuchungen in den Karnischen Alpen zwischen Rudnigbach und Garnitzenbach. Vulnerabilitätskartierung alpiner (Karbonat-)Aquifere.– Diplomarbeit an der Karl-Franzens-Universität Graz.
- ZOJER, Ht. (2003): Stofftransport als Grundlage für eine Vulnerabilitätsbewertung und Risikoanalyse in Karbonatgesteinen, Testgebiet Nassfeld, Karnische Alpen.– Dissertation an der Technischen Universität Graz, 152 S., 30 S. Anhang, 1 Beilage, Graz.
- ZWAHLEN, F. (Ed., 2003): COST Action 620. Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers.– Final report, EUR 20912, European Commission, Directorate-General for Research, Luxembourg.

Summary

Current problems in groundwater

The consistently growing tourism in high alpine regions is a constantly growing threat to alpine groundwater. Now the question is, to what extent is the land use for tourism and the sustainable protection of groundwater reconcilable. The skiing region Nassfeld-Hermagor has been developed especially during the last 15 years and new projects of expansion are still going on: New ski lifts and extensions of ski slopes with levelling are actually built.

Consequently this change of natural settings endangers the groundwater being contaminated within catchment areas of vulnerable protective cover. The drinking water supply for the Nassfeld area is met from springs occurring in the surrounding. About 50 % of the demand for water used for the production of man made snow have to be satisfied by pumping up from the valley to the sites of snow production. The region Nassfeld-Hermagor lends itself to study and develop a model for water protection which focuses on recent and future risks of groundwater contamination.

Research project on Nassfeld

Within a scientific project that started in 2000 the model “VURAAS” (**V**ulnerability and **R**isk assessment for **A**lpine **A**quifer **S**ystems) was developed. A test site of 8 km² was selected in the Nassfeld/Carnian Alps, consisting of the karst massif in the mountain range of Trogkofel – Alpeknofel – Zweikofel.

The final result of VURAAS is the risk map which shows areas of varying potential groundwater contamination risks. The risk map is a useful tool for decision makers and land planners, enabling respect of vulnerable landscapes and it also allows them to make use of less vulnerable parts of the area for tourism expansion. The map of vulnerability and the map of hazards are the basis for the risk map.

The concept for mapping the vulnerability includes three core factors which are described by hydrogeological parameters:

- input [P],
- infiltration [I],
- exfiltration [E].

Geological and hydrological investigations were necessary for the assessment of the three core factors. The results are represented in a map showing five different areas with distinguishable vulnerability of potential groundwater contamination.

The geological investigations include the mapping of soil, the unconsolidated rock cover and the geology and tectonics. The hydrological investigation comprises considerations on water quantity and water quality. This work concentrates on the hydrological, hydrochemical and geological aspect of the VURAAS concept. It includes innovative elements such as:

- evaluation of rain tests on ski slopes and alpine pastures (and from literature),
- calculation of runoff coefficients in areas with different land use,
- effects of man made snow on the runoff in brooks,
- analyses of flood events and recession curves.

Vulnerability assessment based on rating and weighting system

The question is if groundwater vulnerability is the same within the whole area or if different degrees of vulnerability can be distinguished in the site.

In reply to this question the map of vulnerability shows four different degrees of a five sector relatively scale of vulnerability within the Nassfeld test site. It is not possible to measure the vulnerability in an absolute way. The assessment scheme of VURAAS is summarised as follows:

The three core factors are characterised by several assessment parameters using a rating and weighting system with a proper algorithm. A low rating means a high vulnerability and vice versa. The assessment parameters are illustrated on a map using GIS layers for each parameter. Afterwards they are combined by laying one layer on top of the other. The rating and weighting of each single polygon of a layer and the new clipped polygon of two combined layers are calculated in the GIS attribute table. The total rating of combined layers is generalised around the value 1 to keep the rating simple and low. The generalised values are distinguished by five different classes and are illustrated in GIS with five different colours.

Hazard assessment based on hazard index (HI)

Where and to what extent do hazards occur within the test site being capable to contaminate the groundwater? The assessment of all possible hazards gives the answer:

The type of hazards within the Nassfeld test site were identified and evaluated according to the inventory of hazards set up by COST Action 620. In this time 15 different kinds of point, line and polygon hazards were distinguished. The harmfulness of the hazards was determined by the calculation of the hazard index (HI) using the seven-step working plan proposed by COST Action 620. Each hazard was illustrated on the hazard map with a proper symbol and each HI class with a proper colour. In the Nassfeld test site point, linear and polygon hazards with the HI 4 and 5 of a five sector scale were drawn on the hazard map.

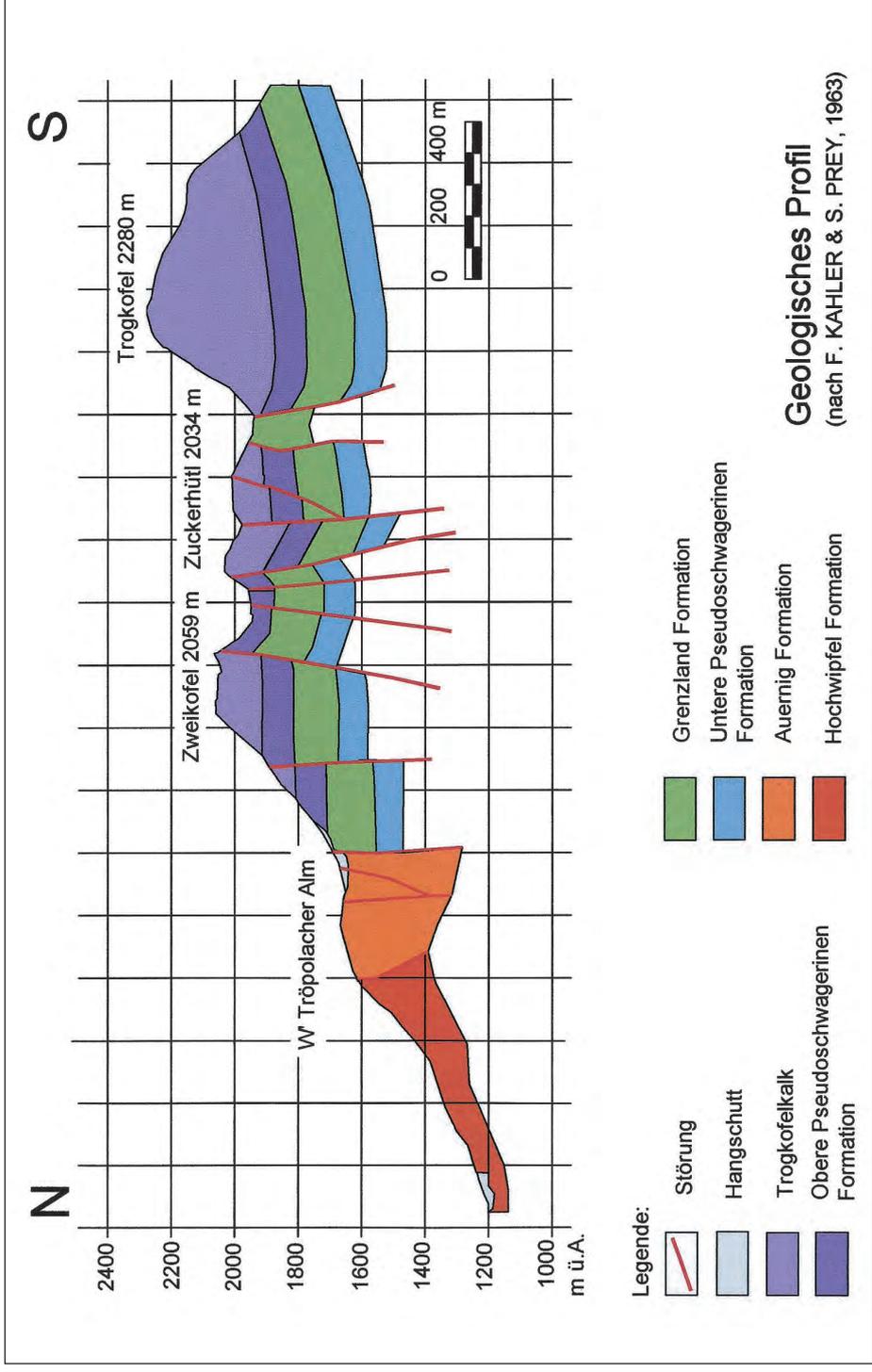
Risk assessment based on vulnerability and hazards in test site

Where do we have areas with higher risk in the test site and do we have particularly hazardous risk from which groundwater is contaminated? The risk map shows areas with higher risk due to the hazards which occur with certain amount and harmfulness and due to the degree of vulnerability of the area.

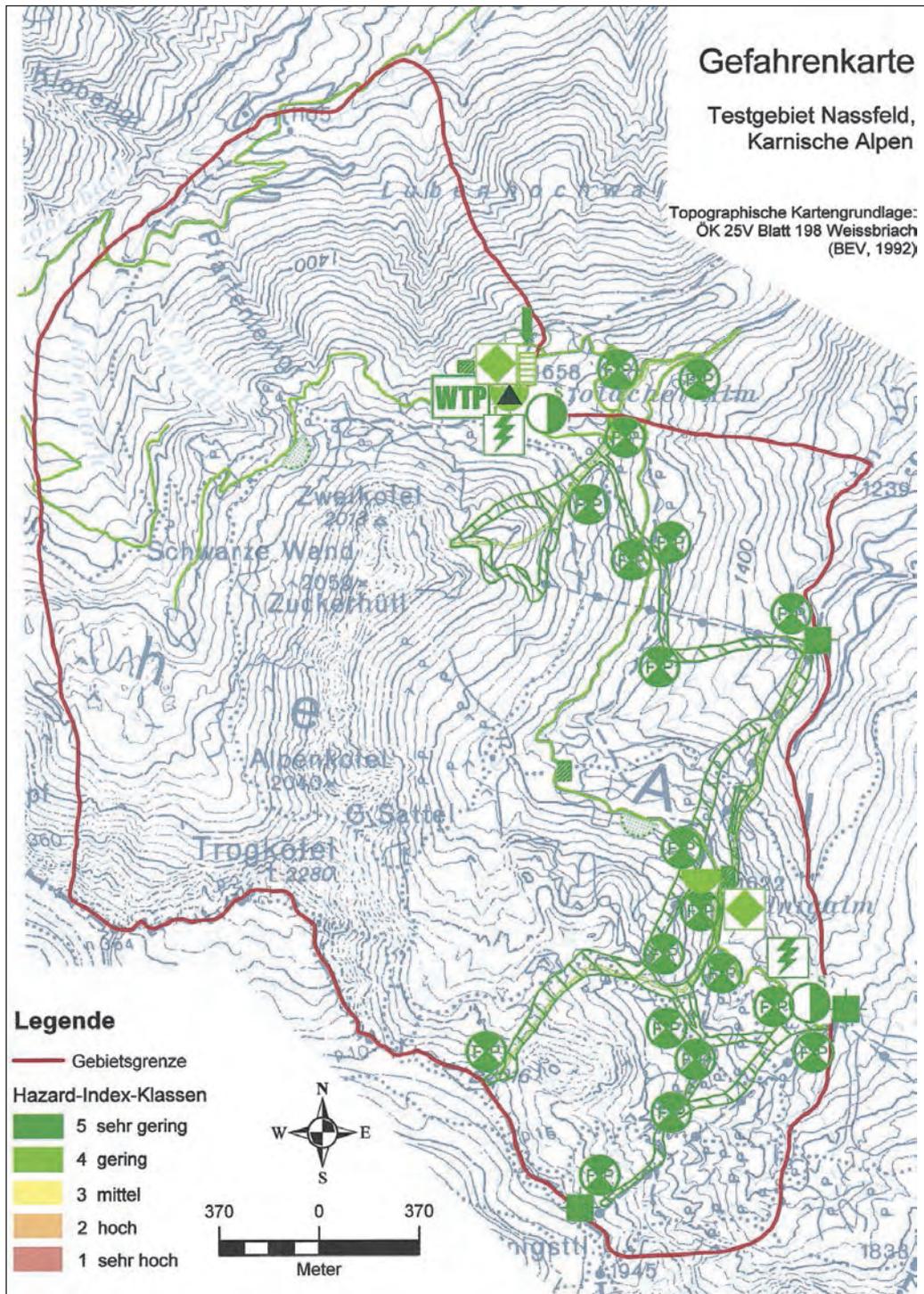
The basis for the assessment of the risk is the map of vulnerability which contains up to five different vulnerability classes. The map of hazards is laid on top of the map of vulnerability and additionally the flow paths of surface runoff in the colour of the HI are drawn on the map. The flow paths indicate the most likely direction of surface water which can be contaminated. The resulting risk map shows the kind of hazards and the probability harmfulness of contaminants expressed by the hazard index (HI) within the test site including the direction of surface flow from the points of release of contaminants and in the background the vulnerability of the area around the hazards.

Schlüsselwörter: Vulnerabilitätskartierung, Risikoanalyse, Berechnungsversuche, Tourismus im Hochgebirge, Kunstschnee

Keywords: vulnerability mapping, risk assessment, rain tests, tourism in alpine regions, man made snow



Tafel I



Tafel II

Hazard-Signaturen/Tafel II

Infrastrukturelle Entwicklung

-  Fäulbehälter, Senkgrube, Latrine
-  Abwasserreinigungsanlage
-  Abwasserabfluss in Oberflächengewässer
-  Treibstofftank, oberirdisch
-  Transformator
-  Straße, ungesichert
-  Parkplatz, ungesichert
-  Schipiste
-  Abfluss von gepflasterten Flächen

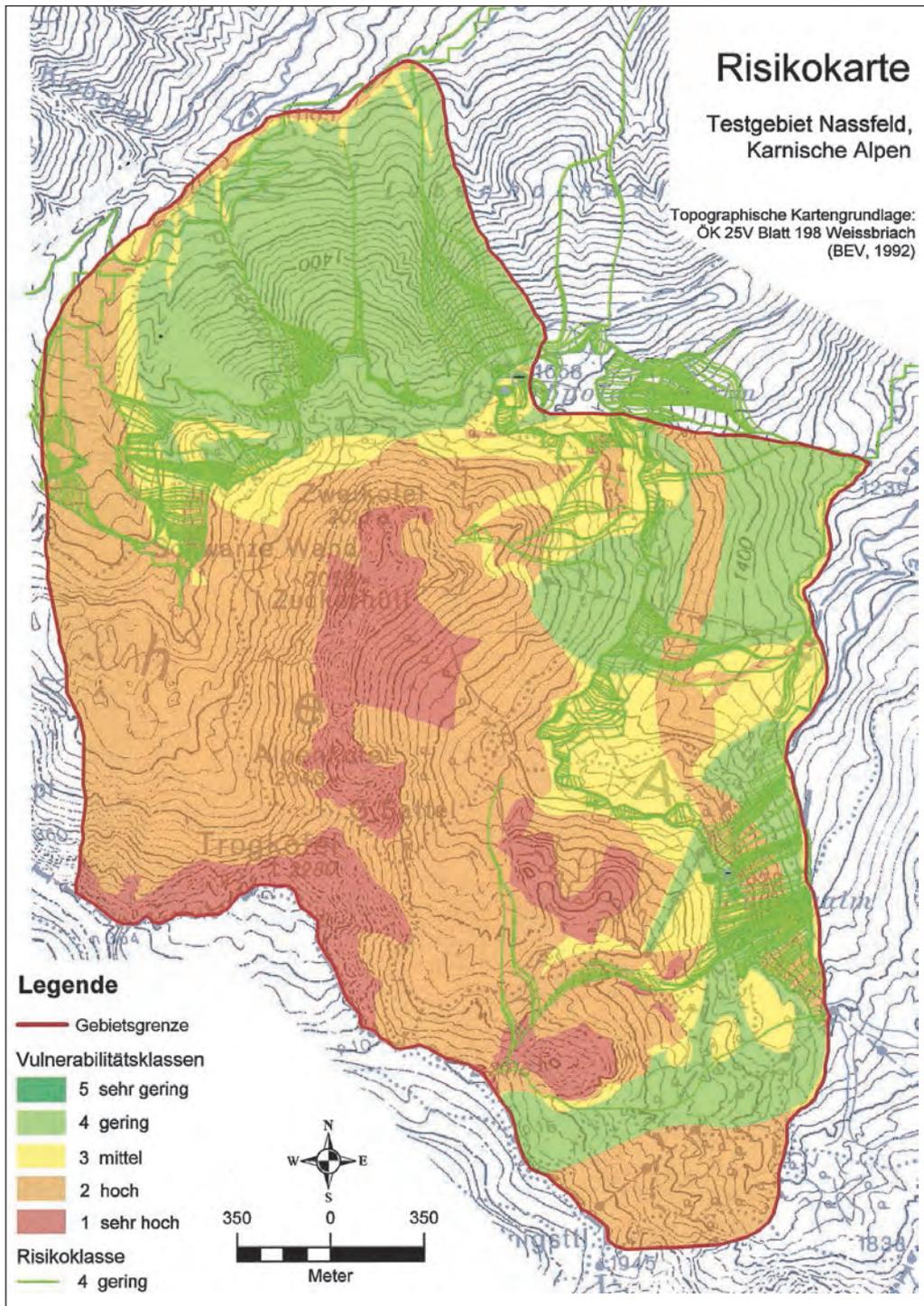
Industrielle Aktivitäten

-  Abwasserkanal
-  Kiesgrube, Aushubstelle

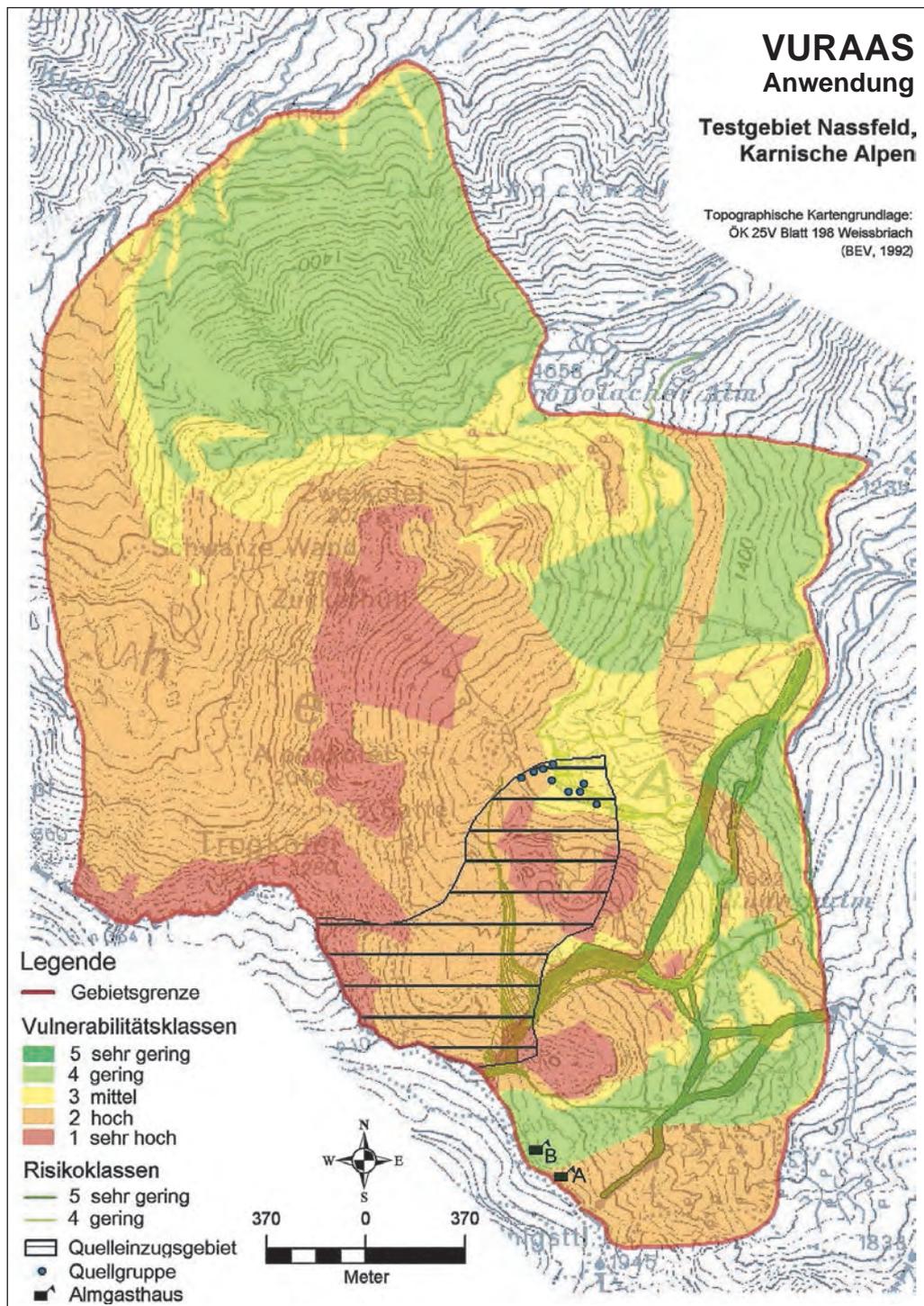
Landwirtschaft und Viehwirtschaft

-  (Kunst-) Dünger und Pestizide
-  Stallgebäude
-  Misthaufen
-  Güllebehälter

Tafel II (Fortsetzung)



Tafel III



Tafel IV

Vulnerabilitätskarte

Testgebiet Nassfeld, Karnische Alpen

